

ADONAI PINHEIRO DE ULHÔA CINTRA

**DISPONIBILIDADE DE COBRE RELACIONADA À ADUBAÇÃO COM DEJETOS
DE SUÍNOS TRATADOS PELO PROCESSO DE ESTABILIZAÇÃO ALCALINA
COM SECAGEM ACELERADA NA CULTURA DO MILHO.**

Dissertação de Mestrado apresentada como requisito parcial para a obtenção do grau de Mestre em Ciência do Solo, no Programa de Pós-graduação em Agronomia, Área de Concentração em Ciência do Solo, do Setor de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Paraná.

Orientador: Prof. Dr. Luiz. A. C. Lucchesi

CURITIBA

2004

ADONAI PINHEIRO DE ULHÔA CINTRA

**DISPONIBILIDADE DE COBRE RELACIONADA À ADUBAÇÃO COM DEJETOS
DE SUÍNOS TRATADOS PELO PROCESSO DE ESTABILIZAÇÃO ALCALINA
COM SECAGEM ACELERADA NA CULTURA DO MILHO.**

Dissertação de Mestrado apresentada como requisito parcial para a obtenção do grau de Mestre em Ciência do Solo, no Programa de Pós-graduação em Agronomia, Área de Concentração em Ciência do Solo, do Setor de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Paraná.

Orientador: Prof. Dr. Luiz. A. C. Lucchesi

CURITIBA

2004

DEDICO

A Deus e à nossa Luz Interior, ambos sempre presentes nos caminhos e imprevistos da vida, iluminando todas as oportunidades das quais necessitamos, por mais sutis ou inesperadas que possam parecer.

AGRADECIMENTOS

À família, embora não presente todos os dias, no limiar das distâncias, pelo apoio e estímulo, pela orientação de que eu seguisse a carreira acadêmica, meus cumprimentos.

Ao meu orientador, Professor Dr. Luiz Antonio Corrêa Lucchesi, pelas horas de acompanhamento e orientação, desde minha condição de estagiário voluntário na graduação em 1998, pelos horizontes e visão de mundo que me possibilitou conhecer. Muito Obrigado.

Ao Ex.mo. Sr. Diretor do Setor de Ciências Agrárias, Amadeu Bona Filho, pela amizade, auxílio, e presteza quando da autorização para deixar meu veículo nas dependências do setor, quando eu não tinha onde deixá-lo. Obrigado pelo reconhecimento do trabalho de quem, muitas e muitas noites permanecia nos laboratórios do Departamento de Solos e Engenharia Agrícola realizando as próprias amostras e muitas vezes as de outrem, samaritano como sempre.

Ao pessoal da Biblioteca do Setor de Ciências Agrárias da UFPR, Doroti, Evelyn, Jurema, Maria Helena, Maria Simone, Rozi e Vera Lúcia pela atenção e orientação de uso e busca das referências bibliográficas. Pela boa vontade, quando, muitas vezes eu excedia o número permitido de publicações para empréstimo, e mesmo assim, me permitiam, “*excepcionalmente*” ultrapassá-lo. Meu muito obrigado pela confiança e amizade.

À Ana Paula e Aline do xerox da Biblioteca do Setor de Ciências Agrárias da UFPR, pela gentileza de, também “*excepcionalmente*” me concederem o direito de possuir uma “conta” para as quase sempre ocasiões em que eu não possuía recursos para pagamento diário das cópias solicitadas, meus sinceros cumprimentos.

À Aline Alinéia Rocha pelas horas de companheirismo acadêmico e discussões sadias sobre as entrelinhas do nosso ambiente acadêmico.

À Daniela Langowski Niez, minha amada futura esposa, pelos momentos de paciência silente que, dando a paz que seu homem necessita, contribuiu para a conclusão deste trabalho. ITA !

Ao amigo e colega Eduardo Neves Vieira [Funay] pelas prestimosas e incansáveis horas de auxílio, conversas e bailantas ! O meu sempre eterno, furtivo, silente... como os baixos de uma gaita... muito obrigado !

A todos os professores do Departamento de Solos e Engenharia Agrícola, sem exceção, meus agradecimentos pelas conversas e apoio, pela dedicação e participação na minha formação acadêmica !

Em especial ao professor Arthur Santos Filho, que me inspirou, de forma muito permanente, a amar a Área de Solos, e ao inesquecível Hamilton de Araújo Bicalho, (*in memoriam*) com quem me ensinou, sobretudo, jamais ter medo de tentar!

Às “Nonnas” da Cantina da Agronomia, Alaíde Rosa Trentini e irmãs, pelo suporte alimentício nas horas mais apressadas e, sobretudo, pela amizade e confiança.

Aos laboratoristas do Departamento de Solos e Engenharia Agrícola pela camaradagem e horas de convívio profícuo, Ruy, Reginaldo Aldair, Roberto, Dona Elda, e demais, meus sinceros votos de que continuem sempre solícitos e prestativos, cultivando novas amizades que venham a surgir.

Aos seguranças e ao pessoal da portaria do Setor de Ciências Agrárias, por proteger nossas horas de labuta quando todos já haviam se recolhido para suas residências. Ao Sr. Moacir Fronczak, e demais, mui respeitosamente agradeço.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES, pela concessão da bolsa de estudos; valiosa ajuda em momento decisivo, oferecendo mais tranquilidade para o ato que mais exige concentração de todas as tarefas humanas, a utilização do pensamento de forma ordenada, metódica. A capacidade de manejar o conhecimento.

À Ciência, pela capacidade de aguçar a mente, o espírito investigativo, modelar e gerenciar cenários situados entre o possível e o provável.

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS	VII
LISTA DE FIGURAS.....	VIII
RESUMO.....	X
ABSTRACT.....	XI
1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS E HIPÓTESE	3
2.1 OBJETIVO GERAL	3
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	3
2.3 HIPÓTESE	4
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	5
3.1 QUALIDADE DOS BIOSSÓLIDOS	5
3.2 ELEMENTOS TRAÇO	6
3.2.1 Fontes de elementos traço.....	6
3.2.2 Diretrizes para elementos-traço	7
3.2.3 Disponibilidade de metais-traço em bioossólidos.	7
3.2.4 Absorção de elementos-traço pelas culturas	8
3.2.5 Análise de risco	9
3.3 COBRE	11
3.3.1 Background e distribuição.....	11
3.3.2 Informações físico-químicas.....	12
3.3.3 Potencial de risco ambiental.	13
3.3.4 Terminologia.....	15
3.3.5 O cobre como contaminante.	15
3.3.6 Uso agrícola do cobre - primórdios	16
3.3.7 Conteúdo e distribuição.....	17
3.3.8 Fatores que afetam a disponibilidade e movimento do cobre no solo.....	17
3.3.9 Cobre no Solo	20
3.3.10 Cobre na planta	21
3.3.11 Toxidez	22
3.4 IMPACTO AMBIENTAL DAS CRIAÇÕES SUÍNÍCOLAS.....	22
3.5 EXTRATORES UTILIZADOS	24
3.5.1 Mehlich-1	24
3.5.2 Dtpa-Tea.....	25
3.6 DEJETOS DE SUÍNOS APLICADOS AO SOLO	27
3.7 POLUIÇÃO E OS DEJETOS DE SUÍNOS	29
3.8 ALTERNATIVAS PARA O APROVEITAMENTO E DISPOSIÇÃO FINAL DE LODO DE ESGOTOS	30
3.9 TRATAMENTO E ARMAZENAMENTO DE DEJETOS DE SUÍNOS.....	31

3.10	O PROCESSO N-VIRO E SUA APLICABILIDADE NA ESTABILIZAÇÃO	32
3.11	POTENCIAL PRODUTIVO DA VARIEDADE UTILIZADA	34
3.12	AVALIAÇÃO DOS TEORES DE COBRE NO SOLO	34
3.13	AVALIAÇÃO DOS TEORES DE COBRE NA PLANTA.....	35
4	MATERIAL E MÉTODOS	37
4.1	LOCALIZAÇÃO GEOGRÁFICA	37
4.2	HISTÓRICO DA ÁREA EXPERIMENTAL.....	40
4.3	OBTENÇÃO DO BIOSSÓLIDO (NURESOIL).....	42
4.4	CARACTERIZAÇÃO DO NURESOIL E BIOSSÓLIDO DE DEJETOS DE SUÍNOS	42
4.4.1	Análises e Características do BioSSólido de Dejetos de Suínos e do NureSoil.....	42
4.5	TEORES DE CU DO BIOSSÓLIDO DE DEJETOS DE SUÍNOS E DO NURESOIL	43
4.6	DELINEAMENTO EXPERIMENTAL	43
4.7	INSTALAÇÃO DO EXPERIMENTO (TRATOS CULTURAIS)	45
4.8	DESCRIÇÃO DA COLETA E METODOLOGIA DE ANÁLISES DE SOLOS	46
4.9	DESCRIÇÃO DA COLETA E METODOLOGIA DE ANÁLISES DE PLANTAS	48
4.9.1	Diagnose Foliar	48
4.10	PRODUTIVIDADE DE GRÃOS	48
4.11	ANÁLISE ESTATÍSTICA	49
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	50
5.1	DILUIÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DO CU PELO PROCESSO N-VIRO	50
5.2	EFEITOS DA APLICAÇÃO SUPERFICIAL DO NURESOIL AO SOLO.....	51
5.2.1	Efeitos dos tratamentos nos teores de Cu do solo.	51
5.2.2	Teores de Cu extraídos do solo por MEHLICH-1 E DTPA-TEA.	55
5.3	EFEITOS DA APLICAÇÃO SUPERFICIAL DO NURESOIL NO TEOR FOLIAR	61
5.4	PRODUTIVIDADE DA CULTURA DO MILHO	67
6	CONCLUSÕES	69
7	REFERÊNCIAS.....	70
	LISTA DE APÊNDICES.....	82

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 ROTAS LIMITANTES.	10
TABELA 2 LIMITE DE CONCENTRAÇÃO DE ELEMENTOS-TRAÇO EM BIOSSÓLIDOS SEGUNDO A U.S. EPA. (2000).....	10
TABELA 3 – ESTIMATIVA DE ACRÉSCIMO DE ELEMENTOS-TRAÇO NO SOLO E ECOSSISTEMAS AQUÁTICOS NO MUNDO (MTON ANO ⁻¹).	16
TABELA 4 – CARACTERÍSTICAS DO CAMBISSOLO HÁPLICO	40
TABELA 5 - ANÁLISE QUÍMICA DO SOLO NO TEMPO 1 (24/AGOSTO/2001). MÉDIA DAS 24 PARCELAS – 2001	40
TABELA 6 - ANÁLISE QUÍMICA DO SOLO NO TEMPO 2 (03/MAIO/2002). MÉDIA DAS 24 PARCELAS – 2001	40
TABELA 7 - DOSES DE NURESOIL (PN DE 65,18%) COM BASE NOS MÉTODOS ALUMÍNIO TROCÁVEL, SATURAÇÃO POR BASES (V%) E ÍNDICE SMP UTILIZADOS COMO REFERÊNCIA PARA O ESTABELECIMENTO DOS TRATAMENTOS (MÉDIA DE 24 PARCELAS} – 2001.	44
TABELA 8 - DOSES DE NURESOIL E ADUBACAO MINERAL TOTAL NOS TRATAMENTOS	45
TABELA 9 – PARCELAMENTO DA ADUBAÇÃO MINERAL NA CULTURA DO MILHO PLANTIO, 1ª COBERTURA E 2ª COBERTURA.....	45
TABELA 10 – EXTRATORES UTILIZADOS E MÉTODOS DE QUANTIFICAÇÃO PARA OS FATORES EDÁFICOS ANALISADOS.....	47
TABELA 11 – TEORES TOTAIS DE COBRE NO LODO DE DEJETO CRU E NURESOIL EXPRESSOS EM BASE SECA (DIGESTÃO NITROPERCLÓRICA).....	51

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 DIAGRAMA ESQUEMÁTICO DA PLANTA DE PROCESSAMENTO.....	6
FIGURA 2 – DIAGRAMA ESQUEMÁTICO DO COMPLEXO ARGILA-MATÉRIA ORGÂNICA-METAL (M). FONTE: TISDALE (1985) P. 363.....	19
FIGURA 3 – VISTA GERAL DA ÁREA EXPERIMENTAL.	38
FIGURA 4 – MÉDIAS MENSAIS DA PRECIPITAÇÃO PLUVIAL EM PONTA GROSSA.....	39
FIGURA 5 – CROQUI DE LOCALIZAÇÃO DA FAZENDA SANTA TEREZINHA E DA ÁREA EXPERIMENTAL PALMEIRA/PR – 2001	41
FIGURA 6 - TEORES DE COBRE DO SOLO EXTRAÍDOS POR MEHLICH-1 E DTPA-TEA – MÉDIA DE 4 REPETIÇÕES DE TODOS OS TRATAMENTOS NOS TEMPOS 1 E 2.....	54
FIGURA 7 TEORES DE COBRE POR TRATAMENTO EXTRAÍDOS POR MEHLICH-1 E DTPA-TEA – MÉDIA DE 4 REPETIÇÕES NO TEMPO 1.....	56
FIGURA 8 TEORES DE COBRE POR TRATAMENTO EXTRAÍDOS POR MEHLICH-1 E DTPA-TEA – MÉDIA DE 4 REPETIÇÕES NO TEMPO 2.....	57
FIGURA 9 TEORES DE COBRE EXTRAÍDOS POR MEHLICH-1 E DTPA-TEA POR PROFUNDIDADE– MÉDIA DE 4 REPETIÇÕES DE TODOS OS TRATAMENTOS NO TEMPO 1.....	59
FIGURA 10 TEORES DE COBRE EXTRAÍDOS POR MEHLICH-1 E DTPA-TEA POR PROFUNDIDADE– MÉDIA DE 4 REPETIÇÕES DE TODOS OS TRATAMENTOS NO TEMPO 2.....	60
FIGURA 11 TEORES TOTAIS DE CU DO SOLO (DIGESTÃO NITRO- PERCLÓRICA) DA PARCELA 14 DO EXPERIMENTO, MEDIA DE 4 REPETIÇÕES.....	61
FIGURA 12 CORRELAÇÃO ENTRE TEORES DE CU EXTRAÍDOS POR DTPA DE DIFERENTES PROFUNDIDADES DO SOLO E TEORES DE CU FOLIARES DO MILHO, MÉDIA DE 4 REPETIÇÕES.....	64
FIGURA 13 CORRELAÇÃO ENTRE TEORES DE CU EXTRAÍDOS POR MELICH I DE DIFERENTES PROFUNDIDADES DO SOLO E TEORES DE CU FOLIARES DO MILHO, MÉDIA DE 4 REPETIÇÕES	65

FIGURA 14 CORRELAÇÃO ENTRE TEORES DE CU EXTRAÍDOS NO TEMPO 1 E TEMPO 2 POR MELICH I E DTPA POR PROFUNDIDADE, MÉDIA DE 4 REPETIÇÕES	66
FIGURA 15 CORRELAÇÃO ENTRE COBRE FOLIAR E DOSES DE NURESOIL- MÉDIA DE 4 REPETIÇÕES.	62
FIGURA 16 EFEITO DE DOSES CRESCENTES DE NURESOIL NA PRODUTIVIDADE DO MILHO (CV. SHS 5050)	68

RESUMO

Este trabalho procura validar novas opções de tratamento de dejetos de suínos, atividade que tem se destacado muito no panorama regional. Como o elemento cobre, é o segundo metal mais presente nos dejetos de suínos, avaliou-se neste trabalho, o efeito de um NureSoil, bio sólido de suínos (originado de lagoa anaeróbica de dejetos), tratado pelo Processo N-Viro ("Processo de Estabilização Alcalina Avançada com Subseqüente Secagem Acelerada"), aplicado superficialmente em um solo ácido do município de Palmeira PR, cultivado sob plantio direto, sobre o teor de cobre no solo, sobre a produtividade e teor de Cu foliar em plantas de milho, pretendendo-se analisar sua disponibilidade em solos e risco de poluição ambiental decorrente da utilização do produto. O experimento foi realizado em um Cambissolo Háplico de Palmeira PR, cultivado com milho (cv. SHS 5050, sob plantio direto; semeadura tardia em 22/Dezembro/2001) num delineamento experimental de blocos ao acaso com 6 tratamentos e 4 repetições distribuídas em parcelas de 97,2 m², a saber: uma testemunha (AM) constituída por adubação mineral exclusiva (120 kg ha⁻¹ de N em 3 aplicações, 98 kg ha⁻¹ de P₂O₅, 100 kg ha⁻¹ em duas aplicações de K₂O), quatro doses de NureSoil adicionais à mesma adubação (AM) utilizada na testemunha (DI = 500 kg ha⁻¹, DII = 1000 kg ha⁻¹, DIII = 2000 kg ha⁻¹, e DIV = 4000 kg ha⁻¹) e uma dose de NureSoil (DV = 750 kg ha⁻¹) adicionada à 70% de AM. As doses de NureSoil foram estabelecidas com base no seu Poder de Neutralização (PN = 65,2%) calculadas pelos métodos do alumínio trocável, da saturação de bases para V% atingir 60, 70 e 80% e do SMP, proporcionalmente para os 5 cm superficiais. O NureSoil, cuja Eficiência Relativa Granulométrica (ER) era de 3,7%, foi aplicado superficialmente a lanço em 18/Dezembro/2001. Antes das adubações (T1 = 24/Agosto/2001) realizou-se a amostragem do solo a 7 profundidades (0-5, 5-10, 10-15, 15-25, 25-35, 35-45 e 45-55 cm). Passados 4 meses da aplicação, devido ao pouco tempo disponível para o plantio da variedade selecionada (T2 = 03/Maio/2002) procedeu-se nova amostragem e análises. Os resultados foram submetidos à ANOVA, tendo sido as médias comparadas pelo teste de Tukey (p < 0,05). Apesar das doses aplicadas, não se observou diferenças significativas entre os tratamentos para o teor de Cu foliar, tampouco para a concentração de Cu no solo extraído por Mehlich-1 e DTPA-TEA. Por outro lado, a produtividade do milho, apesar de não ter sido significativamente influenciada pelos tratamentos, apresentou tendência de aumentar da testemunha (AM = 4864 kg grãos ha⁻¹) até DIV+AM (5280 kg grãos ha⁻¹), com incremento observado de 416 kg ha⁻¹. Não verificou-se indícios que sugerissem teores excessivos de Cu no solo pela disposição do bio sólido nas condições experimentais. Verificou-se o valor médio de 8 mg kg⁻¹ de Cu foliar para o milho não ultrapassando os limites considerados normais para essa cultura. Relacionando-se a aplicação de doses crescentes de bio sólido e o teor foliar para o Cu verificou-se um r² de 0,549 com uma tendência do teor na planta ser inversamente proporcional às doses de NureSoil aplicadas ao solo. O extrator Mehlich-1 extraiu, em média, 2 mg kg⁻¹ de Cu e o DTPA, 2,93 mg kg⁻¹, sendo o médio da extração total no solo 9 mg kg⁻¹ com máximo de 12 mg kg⁻¹.

Palavras chaves: cobre, milho, dejetos de suínos, bio sólido, N-Viro, NureSoil.

ABSTRACT

N-Viro Process ("Process of Advanced Alkaline Stabilization with Accelerated Drying") and your product (NureSoil), in reason of their characteristics it can also contribute to the improvement of the underground swine activities. The present work aimed to evaluate the influence of biossolids of swine (originated of anaerobic pond manure), treated by Process N-Viro, applied superficially in area cultivated under no till with corn, on the copper concentration in soil, about the productivity and concentration of foliar Cu^{+2} in corn plants, intending to verify a possible tendency to the environmental pollution due to use of this product. The experiment was accomplished in a Cambissolo Haplico of Palmeira PR, cultivated with corn (cv. SHS 5050, under no till (late planting in 22/Dezembro/2001)) in an experimental form of blocks at random with 6 treatments and 4 repetitions distributed in portions of 97,2 m^2 to know: a control (C) constituted by exclusive mineral fertilizer (120 kg ha^{-1} of N in 3 applications, 98 kg ha^{-1} of P_2O_5 , 100 kg ha^{-1} of K_2O in two applications), four doses of additional NureSoil to the same fertilizer (C) used in the witness (DI = 500 kg ha^{-1} , DII = 1000 kg ha^{-1} , DIII = 2000 kg ha^{-1} , and DIV = 4000 kg ha^{-1}), and a dose of NureSoil (DV = 750 kg ha^{-1}) added to the 70% of C. The doses of NureSoil were established with base in his Power of Neutralization (PN = 65,2%) made calculations by the methods of the exchangeable aluminum, of the saturation of bases for V% to reach 60, 70 and 80% of T and of SMP, proportional for the 5 cm superficial. NureSoil, whose Granulometric Relative Efficiency (ER) it was of 3,7%, it was applied superficially throw in 18/Dezembro/2001. Before the fertilizing (T1=24/Agosto/2001) it took place the sampling of the soil in 7 depths (0-5, 5-10, 10-15, 15-25, 25-35, 35-45 and 45-55 cm). After 4 months of the application (T2=03/Maio/2002) it was proceeded new sampling and analyses. The results were submitted to ANOVA, having been the averages compared by the test of Tukey ($p < 0,05$). In spite of the applied doses, it was not observed significant differences among the treatments for the Cu^{+2} concentration in soil and foliar rates. Therefore, the corn yield, in spite of it not being influenced significantly by the treatments, presented tendency of increasing from mineral treatment (AM = 4864 kg ha^{-1}) to DIV+AM (5280 kg ha^{-1}), with an increment observed of 416 kg ha^{-1} . It was not verified indications to suggest contamination of the soil for the disposition of the biossolid in the experimental conditions. The medium value of 8 mg kg^{-1} for corn foliate Cu^{+2} not crossing the limits considered normal for that culture. Correlacionating the application of crescent doses of biossolids and the foliate Cu^{+2} concentration, a R^2 of 0,549 it was verified with a tendency of the plant concentrations to be inversely proportional to NureSoil applied doses. The extractor Mehlich-1 extracted, on average, 2 mg kg^{-1} of Cu^{+2} and DTPA, 2,93 mg kg^{-1} , being the medium of the total extraction in the soil 9 mg kg^{-1} with maximum of 12 mg kg^{-1} .

Key words: copper, swine manure, biossolid, N-Viro, NureSoil.

1. INTRODUÇÃO

A indústria suinícola mundial está crescendo rapidamente, acompanhando a demanda por seus produtos. Há certa tendência de empreendimentos suinícolas estarem sendo instalados em propriedades cada vez maiores, chegando, algumas, à casa dos milhares de cabeças. Deste fato decorre maior produção de resíduos incluindo matéria orgânica, nutrientes, e emissão de gases. A tendência no gerenciamento de resíduos desta atividade é o seu processamento, o que contribuiria para minimizar impactos negativos à saúde e conforto dos trabalhadores e animais bem como ao meio ambiente (CHYNOWETH, et al, 1998).

A crescente demanda de produtos industriais e a urbanização são as principais causas do aumento da poluição ambiental, especialmente com elementos-traço, os quais entram no ecossistema onde os ciclos biogeoquímicos destes podem vir a causar sérios problemas (KABATA-PENDIAS E PENDIAS, 1985).

A urbanização gera uma demanda por produtos agropecuários, cuja produção em larga escala pode acarretar prejuízos ambientais em função do impacto inerente à sistemas intensivos de criação animal. Dentre estes sistemas está o suinícola o qual é gerador de dejetos e, conseqüentemente, lodo (intitulado biossólido de dejetos de suínos) que deve ser reciclado de maneira sustentável.

Muitas atividades industriais geram resíduos e a suinocultura não foge a esta regra. Diferentes resíduos geram diferentes impactos no ambiente dependendo de como são gerenciados e de suas características. GRAEDEL & ALLENBY (1985), no que tange às atividades mitigadoras ou preventivas do efeito da geração de resíduos, classificam-nas em ações de remediação tratamento, estocagem, disposição prevenção e planejamento.

Tais autores ao se referirem às ações de remediação o fazem considerando já ter havido a influência do resíduo no meio ambiente e, portanto, ao tempo passado. Já quando estes se referem às ações de tratamento estocagem e disposição final dos resíduos, referem-se ao tempo presente. Enfatizam os autores que, no entanto a melhor forma de se minimizar os impactos advindos de resíduos é por meio do planejamento da sua geração e ou na sua prevenção que se constituem em ações visualizadas no tempo futuro.

Vários sistemas de tratamento e armazenamento de dejetos de suínos têm sido sugeridos, priorizando-se a redução da contaminação das águas e o manuseio do lodo de esgoto que se permita à exportação de tais resíduos para fora de bacias hidrográficas.

Com essa finalidade, no presente trabalho, optou-se pela adaptação da tecnologia “Estabilização Alcalina Avançada com Subseqüente Secagem Acelerada” (Processo N-Viro), já utilizada em várias partes do mundo para transformar lodo de esgotos urbanos como alternativa para alcançar com os bio sólidos de dejetos de suínos o mesmo propósito.

O material resultante do tratamento de lodo de esgoto é chamado de N-Viro Soil. Analogamente, quando da aplicação de tal tecnologia a bio sólidos de dejetos de suínos, o produto final do tratamento intitula-se NureSoil, que em razão de suas características físicas e odor aceitável tem seu manuseio facilitado, podendo ser armazenado, transportado e aplicado a distâncias maiores que naquelas consideradas para o resíduo sem tratamento (N-VIRO, 2004).

O presente trabalho ao abordar a ações de tratamento estocagem e disposição e reciclagem de bio sólido de dejetos de suínos é justificado pelo fato de a pratica de aplicação ao solo já ser uma opção bastante utilizada para a disposição do lodo de dejetos de suínos. Os adeptos desta prática a defendem como uma maneira de se efetuar a disposição dos resíduos utilizando-os como fonte de nutrientes para as plantas e condicionador de solos.

No entanto, dúvidas surgem quanto a contaminantes nos bio sólidos derivados de suínos dos quais se destacam o cobre e o zinco o que também justifica o presente trabalho que avaliou os efeitos da aplicação superficial de um bio sólido de dejetos de suínos tratado pelo Processo N-Viro sobre uma possível influência nos teores edáficos e foliares de Cu, de um solo cultivado sob plantio direto.

2. OBJETIVOS E HIPÓTESE

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar a influência da aplicação superficial de doses crescentes de biossólido de dejetos de suínos tratados pelo "Processo de Estabilização Alcalina Avançada com Subseqüente Secagem Acelerada" (Processo N-Viro) sobre a disponibilidade de cobre em um cambissolo háplico, cultivado sob plantio direto.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar teores trocáveis de cobre no perfil do solo, bem como sua disponibilidade para a cultura de milho após a aplicação de NureSoil, material este resultante do tratamento experimental de biossólido de dejetos de suínos pelo Processo N-Viro.
- Iniciar uma base de dados que possa ajudar no estabelecimento de critérios para a recomendação de doses de NureSoil na superfície em plantio direto, considerando-se as doses aplicadas e estimar o potencial poluente em termos de concentração do cobre no solo, para as condições experimentais.

2.3 HIPÓTESE

O cobre está na sua forma iônica Cu^{+2} na solução do solo, e por ser um metal de transição que apresenta alta afinidade (alta constante de estabilidade) com os compostos orgânicos do solo, tende a complexar-se com os ácidos húmico e fúlvico e demais ácidos orgânicos do solo. Devido à sua baixa mobilidade, a lixiviação do metal no solo tende a ser quase nula em condições normais de cultivo agrícola. Como o bio sólido produzido pelo Processo N-Viro (Nuresoil) também possui matéria orgânica presume-se a formação de quelatos deste produto com o íon Cu^{+2} , hipotetizando-se que a aplicação do mesmo não venha a ocasionar no solo concentrações do metal que impeçam sua utilização nas condições de plantio direto. E sendo este produto aplicado superficialmente num Cambissolo háplico, cultivado sob plantio direto, espera-se um pequeno deslocamento do Cu^{+2} no perfil do solo, mesmo quando da aplicação das maiores doses do produto NureSoil, caracterizando, portanto, esta prática como provavelmente segura do ponto de vista ambiental.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 QUALIDADE DOS BIOSSÓLIDOS

Biossólidos na acepção da legislação americana são produtos sólidos orgânicos advindos do tratamento municipal de águas residuais que podem trazer benefícios quando da sua utilização. Em este material recebendo os tratamentos PSRP ou PFRP (“Process of Further Reduction Pathogens”), ou seus equivalentes, alcança a Classe A ou B de acordo com U.S. EPA (2000), que também norteia os parâmetros abaixo.

O conteúdo de líquidos do produto pode variar

- Biossólidos líquidos 1-4% de sólidos
- Biossólidos líquidos pastosos 4-12% de sólidos
- Biossólidos desaguados 12-45% de sólidos
- Biossólidos secos >50% de sólidos (estabilizados alcalinamente, compostagem, secos por processo térmico).

Geralmente os biossólidos líquidos e líquidos pastosos poder ser manejados através de uma bomba e biossólidos que sofreram secagem ou foram desaguados poder ser manuseados com pá carregadora ou similar.

De uma forma geral, o dejetos é transportado através de caçambas ou outro meio para os misturadores, onde será agregado com misturas alcalinas, de onde, através de correias transportadoras ou mesmo na forma de pilhas formadas no próprio local da mistura, ficará sofrendo ação da interação de sua matéria orgânica com o material alcalino, do que resulta então o biossólido.

A Figura 1 apresenta um esquema simplificado do processo de obtenção de biossólidos com a adição de materiais alcalinos ao esterco de origem animal utilizado na Estação de Pesquisa Agrícola de Beltsville, MD, EUA segundo N-VIRO (2004).

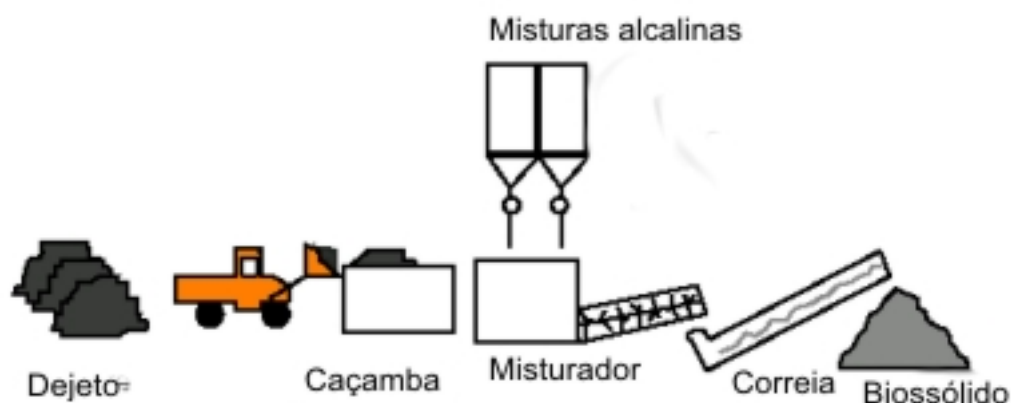


FIGURA 1 DIAGRAMA ESQUEMÁTICO DA PLANTA DE PROCESSAMENTO

3.2 ELEMENTOS TRAÇO

Esta seção sobre elementos-traço baseia-se no material de SULLIVAN et al. (2000) denominado “Diretrizes para o Gerenciamento de Biossólidos para o Estado de Washington”. Este material foi selecionado pela sua especificidade e pertinência ao tema: elementos-traço em biossólidos.

Os elementos-traço existem em quantidades da ordem de mg kg^{-1} nos biossólidos e também ocorrem naturalmente em solos e dejetos animais. Alguns desses elementos traço – chamados micronutrientes – são essenciais para o crescimento vegetal em pequenas quantidades. Outros não possuem função benéfica conhecida.

Sob certas condições, alguns elementos-traço podem tornar-se poluentes, afetando o crescimento vegetal, a saúde humana ou animal e a qualidade ambiental.

Dos elementos-traço, nove são considerados potencialmente poluentes quando da aplicação de biossólidos ao solo. Na listagem de poluentes incluem-se sete metais (cádmio, cobre, ferro, mercúrio, molibdênio, níquel e zinco), um metalóide (arsênio) e um não-metal (selênio).

3.2.1 Fontes de elementos traço

Elementos-traço são encontrados naturalmente em dejetos humanos e também podem estar presentes na água contida em encanamentos metálicos da rede de abastecimento de água, oriundos da solda utilizada para unir esses

condutos e de sua própria composição. O esgoto doméstico e industrial também é fonte destes elementos. Dejetos animais provenientes principalmente da criação extensiva onde há uma demanda por medicações e alimentação na forma de rações suplementadas para o rápido desenvolvimento dos animais, também tendem a apresentar em sua composição quantidades significativas de metais.

3.2.2 Diretrizes para elementos-traço

O controle dos elementos traço baseia-se em seu comportamento no solo e seu potencial de risco para humanos, animais, vegetais e o ambiente, através da cadeia alimentar, solo ou água.

Este risco pertinente aos elementos-traço depende dos seguintes fatores, a saber: o quanto o elemento está adsorvido às partículas do solo; quão biodisponível ele se apresenta; sua concentração nos bio sólidos.

3.2.3 Disponibilidade de metais-traço em bio sólidos.

A ligação com o solo determina a disponibilidade dos elementos-traço para os vegetais e seu potencial de lixiviação para o lençol freático ou interior do perfil do solo. Desta forma, quanto menos elementos-traço são absorvidos pelas plantas indicadoras, geralmente mais fortemente estão ligados às partículas do solo e menor o risco de absorção vegetal ou lixiviação.

Muitos metais são cátions (têm carga positiva) e podem ligar-se facilmente às superfícies negativamente carregadas das argilas e matéria orgânica do solo. Neste processo, denominado troca de cátions, os íons trocáveis são facilmente liberados para a solução do solo tornando-se disponíveis aos vegetais. Geralmente, somente uma pequena fração dos elementos-traço presentes no solo se encontra na forma trocável.

Muitos elementos-traço são mais fortemente adsorvidos às partículas do solo como os óxidos e hidróxidos, pois estes metais reagem com a superfície dos óxidos, a fase sólida do solo, e a matéria orgânica. Estes processos adsorptivos imobilizam os metais de tal forma a diminuir significativamente a lixiviação ou absorção pelas plantas.

Somando-se a todos estes fatores, os bio sólidos são ricos em matéria orgânica e óxidos de ferro, oferecendo muitos sítios de ligação para os elementos-traço. Por esse motivo, os elementos-traço presentes em bio sólidos, por sua vez, adicionados ao solo, são mais fortemente adsorvidos e muito menos disponíveis que os mesmos elementos adicionados ao solo na forma inorgânica (sais).

Quando os níveis de elementos-traço nos bio sólidos são reduzidos, pouco ou nenhum aumento na absorção pelas plantas mesmo quando grandes quantidades de bio sólido são adicionadas ao solo são observados.

A acidez do solo afeta a disponibilidade de muitos metais-traço. Na faixa de pH adequada à maioria das culturas (entre pH 5,5 a 6,5), muitos elementos-traço são praticamente insolúveis em água ainda mantém forte ligação com as partículas do solo. Quando o pH do solo se encontra abaixo da faixa adequada para as culturas, a absorção de muitos elementos-traço pelas plantas aumenta, o que pode resultar numa acumulação através da cadeia alimentar.

3.2.4 Absorção de elementos-traço pelas culturas

A indisponibilização dos destes elementos pelas partículas do solo e pelas propriedades dos bio sólidos pode prevenir a entrada dos mesmos na cadeia alimentar. Entretanto uma vez absorvidos pelas plantas, estes elementos acumulam-se em diferentes partes dos vegetais. Muitos metais acumulam-se nas folhas, mas o mercúrio acumula-se nas fibras radiculares. Muitos elementos não ocorrem nos grãos.

Diferentes espécies vegetais absorvem elementos-traço em quantidades variáveis. O espinafre e a alface acumulam cádmio e zinco, enquanto o milho e pastagem tendem a excluí-los de seu metabolismo.

A interação dos elementos-traço afeta a quantidade absorvida. A absorção de cádmio, por exemplo, é reduzida na presença de zinco. Assim, o zinco presente em bio sólidos pode reduzir o risco de acumulação do cádmio em plantas.

3.2.5 Análise de risco

Diferentes elementos-traço afetam a cadeia alimentar e o ambiente de diversas maneiras. Alguns, como o níquel e o zinco, são mais tóxicos para as plantas. O molibdênio pode acumular-se em níveis nas plantas que são tóxicos para animais. O ferro é bastante absorvido pelas plantas em geral e entra na cadeia alimentar quando da ingestão do bio sólido (como o caso da ingestão por crianças ou o consumo de vegetais mal lavados, com partículas de solo aderidas).

A Agência de Proteção Ambiental Americana (US-EPA), baseando-se nas diferenças de comportamento dentre esses elementos, desenvolveu uma análise de risco para estimar os limites aceitáveis para a aplicação de bio sólidos ao solo com base na concentração dos elementos-traço, estabelecendo 14 rotas de contaminação, algumas das quais estão referenciadas por seus respectivos números na Tabela 1.

Note que as rotas limitantes variam de acordo com o elemento. Para alguns elementos a rota limitante é tóxica para as plantas; para outros, para animais ou humanos ao ingerirem alimentos oriundos da atividade agrícola, ou tóxica para animais ou seres humanos ingerindo diretamente bio sólidos.

Na Tabela 2 visualiza-se a concentração de elementos-traço aceitáveis nos bio sólidos para uso agrícola. A partir do limite superior (*ceiling limit*) o bio sólido não cumpre a regulamentação da Agência de Proteção Ambiental Americana e, portanto, deve ser remanejado ou readequado para uso agrícola.

TABELA 1 ROTAS LIMITANTES.

Elemento	Rota limitante
Arsênio	3 — Ingestão de bioossólidos
Cádmio	3 — Ingestão de bioossólidos
Cobre	8 — Toxicidade para as plantas
Ferro	3 — Ingestão de bioossólidos
Mercurio	3 — Ingestão de bioossólidos
Molibdênio	6 — Alimentação do gado
Níquel	8 — Toxicidade para as plantas
Selênio	3 — Ingestão de bioossólidos
Zinco	8 — Toxicidade para as plantas

Fonte: (SULLIVAN, 2000).

TABELA 2 LIMITE DE CONCENTRAÇÃO DE ELEMENTOS-TRAÇO EM BIOSSÓLIDOS.

Elemento	Símbolo	Teor Médio	Taxa Anual	Limite superior
		mg kg ⁻¹	mg kg ⁻¹	mg kg ⁻¹
Arsênio	As	41	2,0	75
Cádmio	Cd	39	1,9	85
Cobre	Cu	1500	75	4300
Ferro	Pb	300	15	840
Mercurio	Hg	17	0,85	57
Molibdênio	Mo	-	-	75
Níquel	Ni	420	21	420
Selênio	Se	100	5,0	100
Zinco	Zn	2800	140	7500

Fonte: (U.S. EPA, 1996).

A Agência de Proteção Ambiental Americana (U.S. Environmental Protection Agency) promulgou o Código de Regulamentações Federais 40 (Code of Federal Regulations - CFR) Seção 503 para garantir que o lodo de esgoto seja utilizado ou disposto de forma segura para a saúde humana e o meio ambiente. A Seção 503 impõe condições para a aplicação no solo, disposição superficial e incineração do lodo de esgoto. (U.S. EPA, 1994).

Desta forma, os elementos químicos inorgânicos controlados em função da influência sobre a saúde humana (especialmente riscos para as crianças por exposição direta) são: arsênio, cádmio, ferro, mercúrio e selênio.

O cobre, molibdênio, níquel selênio e o zinco são também policiados pela Seção 503 da EPA. Estes metais são muito menos tóxicos quando ingeridos se comparados aos quatro metais descritos no parágrafo acima, sugerindo-se que seja apropriado o seu controle baseando-se mais em efeitos aos vegetais e ao meio ambiente do que a seres humanos. As diretrizes para cobre, níquel e zinco são estimadas a partir dos efeitos causados aos vegetais, as diretrizes para o selênio

baseiam-se na saúde humana e, no caso do molibdênio, não há teto de concentração limitante estabelecido. O níquel é mais tóxico para os seres humanos quando inalado; disto decorre que a inalação de partículas em suspensão possa ser considerada em qualquer análise de risco para esse metal. (U.S. EPA, 2004).

3.3 COBRE

Os itens a seguir, têm como base o material Perfil Toxicológico para o Cobre da ATSDR – “Agency for Toxic Substances” and “Disease Registry” U.S. Department of Health and Human Services, Public Health, (ATSDR, 2002) que aborda o assunto cobre de uma maneira geral e traz à tona muitas informações químicas importantes para a compreensão do comportamento do elemento no ambiente, com um enfoque diferenciado daquele existente em Ciências Agrárias.

3.3.1 Background e distribuição.

O cobre é um elemento metálico que ocorre naturalmente como um metal livre. Em muitos de seus compostos o cobre ocorre nos estados de valência Cu^{+1} e Cu^{+2} . O cobre é utilizado como metal em ligas como o bronze e também como fungicida, algicida e suplemento nutricional.

As partículas de cobre são lançadas na atmosfera por erupção vulcânica e fontes antropogênicas, principalmente por fundições e plantas de processamento do metal e podem se dispersar ou serem removidas por precipitação.

O cobre é liberado para os corpos d'água pelo intemperismo natural do solo e rochas, alterações no solo ou fontes antropogênicas como os efluentes de estações de tratamento de esgoto.

A concentração do cobre na água varia bastante como resultado de mudança no pH e “dureza” da fonte de água com níveis variando de $\mu\text{g kg}^{-1}$ (ppb) a 10 mg kg^{-1} . A concentração média do cobre no solo dos Estados Unidos varia de 14 a 41 mg kg^{-1} . A ingestão diária média do cobre pela alimentação é de 1,0 a $1,3 \text{ mg dia}^{-1}$ para humanos adultos. A população em geral está exposta ao cobre através da inalação, consumo de alimentos e água e por contato epidérmico com o ar, água ou solo contendo cobre.

A água potável é a principal causa do excesso de cobre por ingestão. As populações que residem próximo a fontes de cobre, como minas e refinarias e os operários destas e outras indústrias podem estar expostos a altas concentrações do metal por inalação de partículas em suspensão.

3.3.2 Informações físico-químicas

3.3.2.1 Identidade química

O cobre é o primeiro elemento do grupo I B da tabela periódica e apresenta dois estados de oxidação: Cu^{+1} e Cu^{+2} . Assim como a prata e o ouro, é classificado como um metal nobre, e como eles, pode ser encontrado na natureza na forma elementar. O cobre possui propriedades químicas e físicas únicas que o fazem um dos metais mais importantes.

Dentre estas propriedades, inclui-se alta condutividade térmica e elétrica, ductibilidade, baixa suscetibilidade à corrosão e a propriedade de participar em ligas metálicas.

3.3.2.2 Propriedades físico-químicas.

O cobre se encontra abaixo do hidrogênio na série de força eletromotriz, assim, ele não deslocará íons hidrogênio de ácidos diluídos. Da mesma forma, o cobre tende a não se dissolver em ácidos fracos a não ser que um agente oxidante esteja presente.

Desta forma, enquanto este metal se dissolve facilmente em ácido nítrico e ácido sulfúrico concentrado na presença de calor, dissolve-se lentamente em ácido clorídrico e ácido sulfúrico diluído e mesmo assim, necessita estar exposto à atmosfera conforme descrito em HAWLEY (1981)¹ citado por (ATSDR, 2002). O cobre também sofre ataque químico em contato com o ácido acético e outros ácidos orgânicos.

¹ HAWLEY, G.G., **Hawley's Condensed Chemical Dictionary**. 10th ed. Van Nostrand Reinhold, New York., 1981 p. 1103

Quando exposto ao ar, se recobre de uma camada de carbonato de cobre de coloração esverdeada que se forma lentamente segundo WINDHOLZ (1983)² citado por (ATSDR, 2002). Isto forma uma fina camada fortemente aderida que protege o metal, possuindo um aspecto característico. O cobre se dissolve em amônia na presença do ar, formando amoníaco cúprico iônico $\text{Cu}(\text{NH}_3)_4^{2+}$. O Cu^{+1} ou íon cúprico passa rapidamente (menos de um segundo) da solução aquosa para a forma Cu^{+2} de acordo com COTTON & WILKINSON (1980)³ citados por (ATSDR, 2002). Os únicos compostos de Cu^{+1} estáveis em água são extremamente insolúveis como o CuCl_2 .

3.3.3 Potencial de risco ambiental.

O cobre e seus compostos são naturalmente encontrados na crosta terrestre. Fenômenos naturais como erupções vulcânicas e o intemperismo das rochas adicionam este elemento à água, ao solo e à atmosfera. Desta forma, é muito importante considerar os níveis pré-existentes (*background*) do elemento, o que permite distinguir se as concentrações do cobre em dado ambiente possam ser atribuídas à atividade antropogênica ou a causas naturais. A concentração média de cobre encontrada na água em ecossistemas naturais é de 4 a 10 partes por bilhão principalmente para a forma divalente, que em sua grande maioria está complexada ou fortemente ligada à matéria orgânica. O restante está presente na forma hidratada (livre) ou prontamente trocável.

Os processos combinados de complexação, adsorção e precipitação controlam o nível de Cu^{+2} livre. Em sedimentos naturais, importantes reservatórios de cobre, a concentração de cobre é menor que 50 mg kg^{-1} , já sedimentos poluídos podem conter vários milhares de partes por milhão de cobre. A forma do cobre ocorrente nos sedimentos poderá ter maior especificidade por certas substâncias. Substâncias húmicas e óxidos de ferro são os grandes responsáveis pela retenção do cobre em sedimentos expostos ao ar. Entretanto, em alguns casos, o cobre está predominantemente associado a carbonatos. Em sedimentos na ausência de ar, o Cu^{+2} será reduzido a Cu^{+1} com a formação de sais cúpricos insolúveis.

² WINDHOLZ, M. **The Merck Index**. Tenth edition. Rahway, NJ: Merck and Company, 1983.

A maior liberação do cobre ocorrem em solos e as maiores fontes de liberação compreendem a mineração, agricultura, dejetos sólidos e o esgoto oriundo de estações de tratamento urbanas.

O Cu^{+2} ou íon cúprico é o mais importante estado de oxidação do cobre e é o estado oxidativo geralmente encontrado na água. Os íons de cobre estão coordenados com seis moléculas de água em solução; o arranjo das quatro moléculas de água mais fortemente ligadas ao cobre compõe um arranjo planar. E as outras duas mais fracamente ligadas, respondem pela posição polar.

A adição de ligantes como NH_3 à solução contendo cobre deslocará somente as quatro moléculas de água que se encontram na posição planar. Muitos compostos e complexos cúpricos têm coloração azulada ou verde e são freqüentemente solúveis em água.

O Cu^{+2} presente na natureza normalmente está ligado a materiais orgânicos e inorgânicos contido na água, solo e sedimentos. Na água, o íon Cu^{+2} se liga a compostos orgânicos dissolvidos como os ácidos húmicos e fúlvicos.

O metal nesta forma também forma complexos estáveis com $-\text{NH}_2$, $-\text{SH}$, e em menor ocorrência, com grupos $-\text{OH}$ dos ácidos orgânicos. O Cu^{+2} também poderá se ligar a componentes inorgânicos e orgânicos em sedimentos e no solo com afinidades específicas. Por exemplo, o Cu^{+2} se liga fortemente ao hidróxido de manganês e óxidos em argilas e às substâncias húmicas da matéria orgânica, mas muito menos fortemente a aluminossilicatos em areias. Assim como na água, a afinidade do Cu^{+2} com materiais orgânicos e inorgânicos em sedimentos e no solo é dependente do pH, do potencial de óxido-redução e da competição com outros íons metálicos e ânions inorgânicos. A forma Cu^{+3} é fortemente oxidada e ocorre somente em alguns compostos como a calcopirita.

³ COTTON, F. A., AND G. WILKINSON. 1980. Ionic crystal structures. In **Advanced Inorganic Chemistry**, A Comprehensive Text, 4th ed. John Wiley and Sons, New York. p.12-14.

3.3.4 Terminologia.

Metal pesado é a designação utilizada a todo metal com potencial poluidor ou não cujo peso específico seja maior que cinco $\text{g (cm}^{-3}\text{)}^{-1}$ ou cujo número atômico seja maior que 20, englobando-se, nesta categoria de elementos assim definida, metais, semimetais (arsênio) e mesmo os não metais como o selênio e o flúor (MALAVOLTA, 1994). Atualmente tem-se utilizado o termo elementos-traço em substituição a metal pesado com algumas variações para metais-traço. Neste trabalho, assumiu-se terminologia elementos-traço para discorrer sobre o cobre no ambiente, água e solo.

3.3.5 O cobre como contaminante.

Os elementos-traço podem acumular-se no solo por tempo indefinido, pois segundo KABATA-PENDIAS & PENDIAS (1985), a concentração de metais pesados no solo tem aumentado mundialmente em função dos resíduos gerados pelo processo produtivo agroindustrial.

A Tabela 3 mostra taxas estimadas de acréscimo de elementos traço no ambiente, no compartimento solo da biosfera e em ecossistemas aquáticos demonstrando que a atividade humana tem grande impacto nos ciclos regionais e globais dos elementos-traço. Estes dados podem apontar para a possibilidade de contaminação da cadeia alimentar humana e da fauna em escala maior do que antes se preconizava.

Tabela 3 – Estimativa de acréscimo de elementos-traço no solo* e ecossistemas aquáticos** no mundo (Mton ano⁻¹).

Origem	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Sb	Se
Resíduos Agrícolas *	0-6,0	0-3,0	4,5-90	3-38	0-1,5	6-15	1,5-27	0-9	0-7,5
Resíduos Animais *	1,2-4,4	0,2-1,2	10-60	14-80	0-0,2	3-36	3,2-20	0-0,8	0,4-1,4
Refugos urbanos *	0,1-0,7	0,9-7,5	6,6-33	13-40	0-0,3	2,2-10	18-62	0,2-1,3	0-0,6
Resíduos do fabricação de metais *	11,7-20	4,3-7,3	0,7-2,4	660-1580	0,6-3,1	57-130	330-780	24-40	0,4-0,6
Cinza de carvão *	6,7-37	1,5-13	149-446	93-335	0,37-18	56-279	45-242	2,6-22	4,1-60
Disposição de produtos comerciais *	36-41	0,78-1,6	305-610	395-790	0,55-0,82	6,5-32	195-390	0,8-1,0	0,1-0,2
Lodo de esgoto**	0,4-6,7	0,08-1,3	5,8-32	2,9-22	0,01-0,31	1,3-20	2,9-16	0,18-2,9	0,29-3,8

FONTE: ADAPTADO DE (NRIAGU & PACYNA)⁴ CITADOS POR (GRAEDEL & ALLENBY, 1995).

Segundo estimativas de SITTIG (1976), as emissões mundiais anuais de cobre na atmosfera são da ordem de 13,68 Mton, das quais 64% resultantes do processamento metalúrgico do cobre e cerca de 20% oriundas da produção de ferro e aço. Os gases gerados pela combustão do carvão constituem uma fonte significativa de emissão deste elemento. O mesmo autor constata que resíduos contendo cobre, advindos da água de lavagem de indústrias de galvanização e similares podem gerar valores do metal de até 10.000 mg kg⁻¹. Estima-se que 10³ toneladas de cobre são perdidas anualmente neste processo em todo o mundo.

3.3.6 Uso agrícola do cobre - primórdios

Conforme relata ROSS (1994), os primeiros fungicidas utilizados tinham como base o cobre, e uma casualidade levou à descoberta das propriedades deste elemento. Uma incidência severa de míldio (*Plasmopora viticola*) nos vinhedos da região da Bordeaux, na França, devastava as videiras. A doença era desconhecida naquele país, e, na ocasião, nenhum tratamento apresentava um controle

⁴ NRIAGU J. O.; PACYNA J.M. Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals, **Nature**, 333 (1988): p.134-149.

satisfatório. A viticultura regional estava à beira de colapso. Em 1882, Millardet, professor de Botânica da Faculdade de Ciências de Bordeaux, notou que uma ou duas linhas adjacentes à margem de estrada, de um vinhedo desfolhado, ainda possuíam folhas.

Num exame mais cuidadoso sobre estas videiras, observou-se uma substância azul – o acetato de cobre – aplicado para desencorajar eventuais ladrões. Este fato convenceu Millardet do potencial do cobre como agente fungicida. A ausência de fungos observada posteriormente na água de um dos poços próximos, levou à conclusão, que uma velha bomba de água de cobre utilizada para a retirada do líquido, elevou a concentração de cobre na água do poço para 5 mg L^{-1} . Concentração atualmente tida como aproximadamente 20 vezes superior à dose letal para as estruturas fúngicas.

3.3.7 Conteúdo e distribuição

O cobre é largamente distribuído no ambiente natural e o solo contém em muitos casos até 20 mg kg^{-1} deste elemento ocorrendo na crosta terrestre num teor médio de 55 mg kg^{-1} segundo SITTIG (1976) que parece ter se baseado em HODGSON (1966), que, por sua vez, relata o teor médio do metal na litosfera como 70 mg kg^{-1} e sua concentração em solos variando de 10 mg kg^{-1} em rochas graníticas, a 100 mg kg^{-1} em rochas basálticas. Já TISDALE (1985), de uma maneira geral, relata a concentração do metal na crosta terrestre entre 55 e 70 mg kg^{-1} , ocorrendo entre 10 e 100 mg kg^{-1} em rochas ígneas e variando de 4 a 45 mg kg^{-1} em rochas sedimentares. Sob condições de oxidação, o cobre tende a apresentar-se na forma divalente quando os minerais que o contém sofrem intemperismo.

3.3.8 Fatores que afetam a disponibilidade e movimento do cobre no solo

O papel do pH na solubilidade e biodisponibilidade dos metais requer uma cuidadosa consideração. É bem sabido que as solubilidades de Cu, Mn e Zn são dependentes de pH e particularmente o Mn é influenciado por condições de óxido-redução (LINDSAY, 1979).

A disponibilidade e o movimento do cobre no solo são afetados por várias propriedades do solo incluindo textura, pH, capacidade de troca de cátions, conteúdo de matéria orgânica e presença de óxidos de acordo com TISDALE (1985).

MELLO et al. (1983), exemplificam que o teor disponível é sempre muito menor que o total. Expõem ainda, que solos de textura fina geralmente são mais ricos em Cu que os arenosos.

A mobilidade do cobre na solução do solo freqüentemente decresce com o aumento do pH segundo MELLO et al. (1983). TISDALE (1985) acrescenta que sua disponibilidade para as plantas reduz-se conforme a solubilidade decresce e aumenta sua adsorção na superfície dos minerais de argila. Já MELLO et al. (1983) cita a complexação pela matéria orgânica explicando que neste último caso, o cobre vai sendo lentamente liberado para as plantas, razão pela qual as deficiências deste nutriente não são freqüentes como as de zinco em valores elevados de pH, embora a solubilidade dos dois íons tende a decrescer à medida que o pH se eleva.

Ainda segundo TISDALE (1985), o efeito da diminuição da adsorção do cobre com o aumento do pH se deve aos seguintes fatores: aumento da geração de pontos de adsorção dependentes de pH na superfície dos colóides; redução da competição com os íons hidrogênio; mudança no estado de hidrólise do cobre em solução.

Com a mudança do pH do solo, a quantidade e natureza dos ligantes orgânicos presentes na solução do solo podem também ser afetados. A Figura 2 exemplifica a interação do cobre com os minerais de argila e a matéria orgânica.

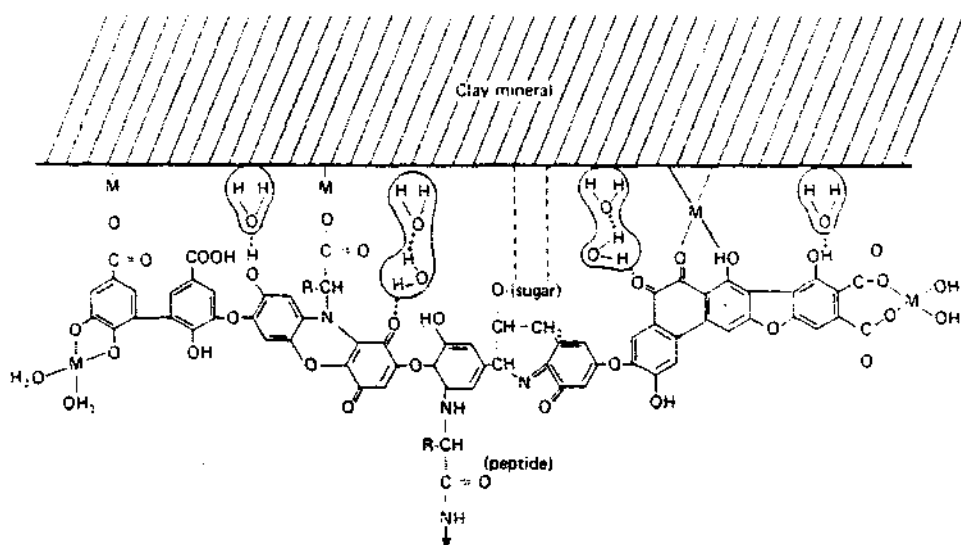
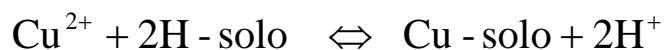


FIGURA 2 – DIAGRAMA ESQUEMÁTICO DO COMPLEXO ARGILA-MATÉRIA ORGÂNICA-METAL (M). FONTE: TISDALE (1985) p. 363.

A maioria do cobre do solo está associado com a fração orgânica, mas uma parte está ligada a óxidos de ferro e outra fixada pelo mecanismo da troca de cátions. Os íons de Cu^{+2} são fortemente adsorvidos devido à troca de cátions, já que são menos móveis que os íons Ca^{+2} (TISDALE, 1985).

MELLO et al. (1983) cita que os parâmetros edáficos tais como acidez, espécie e teor de argila e matéria orgânica, são os principais fatores que governam a disponibilidade do cobre. As deficiências do nutriente em foco são mais frequentes nas condições de solos arenosos, ácidos, com baixa reserva; solos sujeitos a calagens pesadas e solos turfosos ácidos. Para o mesmo autor, quanto à distribuição no perfil, parece haver correlação positiva entre os teores de Cu^{+2} e os teores de argila e matéria orgânica. De um modo geral, o horizonte A tende a possuir mais Cu^{+2} que o horizonte B. O Cu^{+2} disponível aparece na forma catiônica na solução do solo ou adsorvido como íon trocável. Sua disponibilidade é maior em solos ácidos. O equilíbrio entre o Cu^{+2} solúvel e as substâncias insolúveis que o contém (fosfato, hidróxido, carbonato, etc.) pode ser representado pela equação.



Segundo CARGILL (1987), a velocidade de absorção de um dado elemento pode ser aumentada, diminuída ou não ser influenciada pela presença de outro. No caso do cobre, ocorre o antagonismo - a presença de um elemento diminui a absorção do outro cuja toxidez é assim evitada: o Ca presente na solução do solo impede a absorção exagerada de Cu^{+2} . Há portanto, antagonismo do Ca sobre o Cu confirmado por SOMANI (1996), que cita poder haver uma resposta da planta à aplicação de Cu em solos ácidos contendo baixos níveis de Ca e existência de um antagonismo complementar entre Al e o Ca.

O mesmo autor reporta que eventualmente, a aplicação ao solo de altas doses de fosfato pode acentuar a deficiência de Cu e diminuir a translocação de Ca para as folhas de plantas deficientes em Cu. Plantas com níveis adequados de Cu, entretanto, são capazes de manter níveis adequados de Ca nas folhas, mesmo na presença de altos níveis de fósforo.

3.3.9 Cobre no Solo

A ordem de mobilidade dos cátions presentes na solução de solos sob condições de oxidação decresce com a redução do pH na seguinte escala: (KABATA-PENDIAS & PENDIAS, 1985): $\text{Mg}^{+2} = \text{Ca}^{+2} > \text{Ag}^+ > \text{Hg}^{+2} > \text{Mn}^{+2} > \text{Cd}^{+2} > \text{Ni}^{+2} = \text{Pb}^{+2} > \text{Be}^{+2} > \text{Zn}^{+2} = \text{Cu}^{+2} > \text{Cr}^{+3} > \text{Al}^{+3} > \text{Bi}^{+3} > \text{Sn}^{+4} > \text{Fe}^{+3} > \text{Zr}^{+4} > \text{Sb}^{+3}$.

Ao longo do perfil do solo a distribuição do cobre total pode seguir modelos diferentes, principalmente em função da atuação dos processos pedogenéticos. Segundo KABATA-PENDIAS & PENDIAS (1985), a forma mais característica de distribuição de cobre no perfil é aquela em que há acúmulo na superfície, o que decorre de vários fatores, mas está relacionado, sobretudo, a bioacumulação e à ação antropogênica, que enriquece o horizonte A dos solos a partir de várias fontes do elemento.

A quantidade total de cobre do solo representa a sua capacidade potencial de fornecer o elemento às plantas. No entanto, na maior parte das vezes, há pouca relação entre as concentrações totais de cobre nos solos e seus respectivos teores nas plantas. A fração do nutriente no solo que realmente importa à vida vegetal é a denominada disponível. Segundo BAKER (1974), o cobre disponível se refere

àquela quantidade desse elemento no solo que pode ser facilmente absorvida e assimilada pelas plantas em crescimento. Ainda, de acordo com o mesmo autor, a disponibilidade de cobre, ou a facilidade com que ele é absorvido pelas raízes das plantas, está relacionada à atividade do elemento ou à sua concentração efetiva na atmosfera radicular.

O pH é um dos fatores do solo que mais influencia a disponibilidade dos elementos-traço. ELLIOTT et al. (1986) propuseram que, em condições ácidas, o fenômeno da adsorção é mais importante no controle da biodisponibilidade de metais, enquanto reações de precipitação e complexação têm maior influência em condições neutras e alcalinas. MCBRIDE & BLASIAK (1979) verificaram, para Zn e Cu em solo ácido, reações de troca catiônica para valores de pH menor que 5,5 e adsorção específica na faixa de 5,5 a 7,5. O aumento do pH, portanto, favorece a adsorção por meio do incremento das espécies hidrolisadas, pela menor competição com íons Al^{+3} e H^{+} pelos sítios de troca e pelo aumento da CTC do solo.

3.3.10 Cobre na planta

As principais funções do cobre nos vegetais, segundo POTAFOS (1991) e autores relacionados, são as seguintes: ocorre em compostos enzimáticos de vital importância no metabolismo vegetal; participa da fotossíntese, respiração, metabolismo de carboidratos, redução e fixação de nitrogênio, metabolismo de proteínas e da parede celular (lignina) se segundo BUSSLER (1981); influencia na permeabilidade dos vasos do xilema à água; controla a produção de DNA e de RNA e sua deficiência severa inibe a reprodução das plantas; está envolvido em mecanismos de resistência a doenças.

O cobre é absorvido como Cu^{+2} e Cu-quelato e a concentração do mesmo nas plantas é pequena, geralmente entre 2 a 20 mg kg^{-1} da matéria seca, raramente excedendo 10 mg kg^{-1} MENGEL & KIRKBY (1982). A sua absorção da solução do solo parece ocorrer por processo ativo conforme explana BOWEN (1969)., principalmente na forma de íons Cu^{+2} , e também através de absorção foliar pela parte aérea da planta.

Este elemento não é prontamente móvel na planta, embora possa ser translocado das folhas velhas para as novas. LONERAGAN et al. (1981),

demonstrou ainda, que o movimento deste elemento é dependente da sua concentração e, em plantas de trigo bem supridas no mesmo, o movimento dos grãos para as folhas pode ocorrer, mas em plantas deficientes ele é praticamente inexistente.

Mesmo com concentrações baixas o cobre pode causar fitotoxicidade nos vegetais. Este pequeno limite entre necessidade e excesso, característico dos micronutrientes, tem dificultado o reconhecimento da sua deficiência ou toxicidade, bem como o seu controle, sendo possível que em muitos casos a deficiência tenha como consequência uma redução na produção vegetal sem que um sintoma típico seja observado externamente. Assim, é possível ocorrer uma deficiência "oculta", com uma frequência e intensidade muito maior do que geralmente se estima conforme SILLANPÄÄ (1972)⁵ citado por POTAFOS (1991).

Uma quantidade considerável do cobre presente nos tecidos vegetais parece estar ligada à plastocianina e à alguma fração protéica. Há também uma tendência do acúmulo do elemento em órgãos reprodutivos das plantas.

3.3.11 Toxidez

É mais provável a ocorrência de deficiência de Cu^{+2} no solo que o seu acúmulo em níveis tóxicos às plantas e aos animais. Entretanto, após o uso contínuo de sulfato de cobre, como fertilizante e fungicida, a ocorrência de toxidez é possível sobretudo em solos arenosos onde geralmente se recomenda calagem para imobilizar o excesso de Cu^{+2} , que pode interferir na absorção de P, de Fe e de outros micronutrientes pelas plantas conforme relatam MELLO et al. (1983).

3.4 IMPACTO AMBIENTAL DAS CRIAÇÕES SUINÍCOLAS

Até recentemente, as criações de suínos eram de tal porte que permitiam que a totalidade de seus resíduos pudesse ser processada e aplicada ao solo. Nas explorações suinícolas atuais com rebanhos maiores, os a quantidade de dejetos produzida pode facilmente exceder a capacidade de destinação do ecossistema

⁵SILLANPÄÄ, M. Los oligoelementos en los suelos y en la agricultura. **Boletim de Suelos**, 17. Roma, FAO. 1972. 71 p.

local. Isso pode vir a ser um potencial causador de problemas sanitários e ambientais devido aos componentes destes dejetos (matéria orgânica nutrientes, patógenos, odores, poeira e elementos-traço) fato este defendido por ZHANG & FELMANN (1997).

Os dejetos de suínos contêm teores apreciáveis de matéria orgânica. Segundo discorrem SAFLEY et al. (1992), a matéria orgânica concentrada sofre decomposição anaeróbica produzindo odores relacionados à amônia, ácidos voláteis e outros compostos. A alta biodegradabilidade da matéria orgânica também atrai insetos e roedores e pode causar redução do oxigênio na superfície de corpos d'água e outros efeitos indesejáveis relacionados à cor, turbidez, gosto e odor da água.

A decomposição da matéria orgânica sob condições anaeróbicas produz o metano, que é liberado para a atmosfera, sendo um dos principais responsáveis pelo efeito estufa (U.S. EPA, 1993).

Na superfície da água, o nitrogênio na forma de amônia ou nitrato, juntamente com o fósforo presente nos dejetos, favorece o desenvolvimento de algas e plantas aquáticas as quais contribuem para a eutrofização de corpos d'água e sua decomposição pode dar origem a condições anaeróbicas. (LUSK, 1998).

Concentrações de amônio baixas como $0,08 \text{ mg L}^{-1}$ tem sido relacionadas à morte de peixes. A degradação protéica e de outros compostos contendo enxofre nos dejetos de suínos geram sulfetos que podem ser tóxicos a organismos aquáticos e provocar mal cheiro e intoxicação nas instalações suinícolas (DONHAM, 1991; MORRISON et al. 1991).

Na exposição de (MORRISON et al. 1991; ZHANG & FELMANN, 1997) consta que a poeira e os bioaerossóis provenientes da alimentação animal e do esterco em instalações sem ventilação podem causar problemas de saúde nos animais e trabalhadores se não for controlada por ventilação ou outros meios, favorecendo a instalação de infecções e doenças respiratórias, reduzindo a resposta imunológica produzindo alergias e desconforto.

O mal cheiro é um dos principais problemas ambientais no interior de grandes empreendimentos suinícolas, pois de acordo com o exposto por DAVIDSON et al. (1995) e WILKIE et al. (1995), e também causado por numerosos compostos

voláteis como, aminas, ácidos graxos voláteis, mercaptanas, fenóis e outros compostos. As concentrações suportáveis desses compostos são muito baixas, constituindo-se no principal fator limitante quando do planejamento da construção das instalações para criação de suínos.

Segundo TUCKER (1997) existe preocupação a respeito da crescente concentração de cobre e zinco nos solos que recebem resíduos agrícolas. Isto talvez seja devido à prática comum dentro da indústria suinícola de formular dietas com níveis excessivos de micronutrientes.

3.5 EXTRATORES UTILIZADOS

Segundo LAKE et al. (1984), a natureza não específica dos métodos de extração química, é compensada por sua simplicidade e rapidez operacional o que faz com que sejam os mais adequados para avaliação da disponibilidade de metais sob condições de campo. Nesse sentido, os extratores químicos que mais se destacam na avaliação da disponibilidade em áreas que receberam lodo de esgoto são as soluções ácidas, tais como HCl 0,1 mol L⁻¹, Mehlich-1 e Mehlich-3 e o ligante orgânico ou complexante DTPA (BERTONCINI, 1997; ANJOS, 1999).

Os extratores ácidos extraem os metais, principalmente, pela dissolução dos minerais de argila, sendo a quantidade dependente da concentração do ácido, do tempo de extração e da relação solo/solução. A solução de Mehlich-1 é uma das mais utilizadas na extração das formas disponíveis de metais para as plantas, conforme ABREU et. al (2002), o que lhe dá a preferência de uso embora, segundo o autor, não exista razão técnica que a recomende enfaticamente.

3.5.1 Mehlich-1

O extrator Mehlich-1 (HCl 0,05 mol.L⁻¹ + H₂SO₄ 0,0125 mol.L⁻¹) foi desenvolvido para a extração de P (Mehlich, 1953), sendo o seu uso estendido para cátions trocáveis de solos ácidos. Geralmente, são utilizadas duas relações solo:solução, 1:4, método original (Mehlich, 1953), e 1:10, comumente empregada no Brasil (Galvão & Souza, 1985). O mesmo extrator também é apontado por RAIJ

et. al. (1987), como largamente utilizado em rotinas laboratoriais para fósforo e por oferecer extratos límpidos.

3.5.2 Dtpa-Tea

3.5.2.1 Conceitos básicos

Os cátions de micronutrientes ocorrem no solo nas seguintes formas:

- Como íons livres ou complexados na solução do solo;
- Como cátions adsorvidos de forma específica ou não específica;
- Como íons ocluídos principalmente em carbonatos do solo e óxidos;
- Em resíduos biológicos e organismos vivos;
- Na estrutura cristalina dos minerais primários e secundários;
- Como precipitados.

Conforme SSSA (1990), os íons Cu^{+2} , Fe^{+2} , Mn^{+2} , e Zn^{+2} adsorvidos de forma não específica devido a formação de um complexo de esfera externa entre um grupo funcional e o cátion contribuindo para isso a formação de uma ligação eletrostática. Isto se observa na atração entre os cátions e a carga negativa oriunda da substituição isomórfica ocorrente nos minerais de argila filossilicatados. Desta forma, um cátion adsorvido de forma não específica é tido como um cátion trocável.

A adsorção específica refere-se à formação de um complexo de esfera interna entre o cátion e um grupo funcional de um componente do solo. Em solos os cátions Cu^{+2} , Fe^{+2} e Mn^{+2} podem sofrer adsorção específica por carbonatos, óxidos e hidróxidos de alumínio ferro e manganês, matéria orgânica do solo, e filossilicatos de acordo com KABATA-PENDIAS & PENDIAS (1985).

A oclusão é a formação de uma segunda camada de íons adsorvidos sobre um íon adsorvido que não se encontra mais em contato direto com a solução do solo, mas que não se dissocia em solução. Este fenômeno ocorre como na forma de precipitados de hidróxidos de Al, Fe ou Mn sobre os cátions dos micronutrientes, os quais encontram-se complexados pela matéria orgânica ou adsorvidos na superfície de carbonatos, óxidos e hidróxidos e filossilicatos.

Os cátions disponíveis consistem em íons livres ou complexados em solução, os quais conferem ao solo o fator intensidade que o torna capaz de suprir os nutrientes para as plantas. As formas disponíveis são fontes de nutrientes disponíveis para as plantas, e são essas formas que um extrator pode solubilizar a fim de se estimar a disponibilidade dos nutrientes para os vegetais.

Os cátions disponíveis encontram-se em equilíbrio com as formas não disponíveis no solo. Entretanto, parte das formas disponíveis revertem-se em não disponíveis com o tempo, e, de forma recíproca, parte dos nutrientes não lábeis revertem-se para formas disponíveis após o mineral ou composto que os contiver sofre intemperismo.

É sabido que as formas disponíveis de um cátion no solo podem mudar rapidamente em condições edáficas dinâmicas como variações no pH. Uma limitação intrínseca dos extratores é a tentativa de extrair formas disponíveis de uma amostra de solo seca ou úmida, a qual pode diferir da situação real a campo, durante a estação de crescimento das culturas.

3.5.2.2 O extrator em si

O extrator ácido dietilenotriaminopentaacético (DTPA-TEA) (0,005 M DTPA; 0,01 M CaCl_2 ; 0,1 M TEA, tamponado a pH 7,3 é um dos mais utilizados para identificar solos com níveis de Cu, Fe, Mn, e Zn disponíveis.

As moléculas de DTPA formam complexos solúveis em água com cátions metálicos livres reduzindo a atividade catiônica na solução. Em resposta a isso os cátions se desorvem das superfícies das partículas do solo ou dissolvem-se das fases disponíveis para repor os cátions da solução. Porções de cátions quelatados que se acumulam na solução durante a extração é função tanto da atividade catiônica na solução do solo (fator intensidade) como da habilidade do solo de repor esses cátions (fator capacidade).

A capacidade de absorção de um micronutriente pela planta é proporcional ao aumento dos cátions na solução e da capacidade da fase sólida do solo repor os cátions retirados da solução do solo. (LINDSAY, 1979). O agente quelante DTPA, foi selecionado para utilização em solos devido à estabilidade para complexação simultânea de Cu, Fe, Mn, and ZN (LINDSAY & NORVELL, 1978). Como certas

deficiências de Fe e Zn prevalecem em solos calcários, o extrator foi escolhido para evitar a excessiva dissolução de CaCO_3 , o que disponibilizaria cátions oclusos, que normalmente não estariam disponíveis para absorção radicular. A excessiva dissolução é evitada pela adição de Ca solúvel como CaCl_2 na solução extratora e pelo seu tamponamento a pH 7,3 com TEA.

Deve-se considerar que o cobre é um dos micronutrientes de menor mobilidade e, portanto, deve-se esperar o seu acúmulo em superfície, fato constatado por KARIM et al. (1976), utilizando o extrator DTPA.

O emprego de substâncias complexantes como extratores químicos decorre basicamente da sua capacidade em extrair metais pesados complexados com a matéria orgânica (OLIVEIRA, 2000). O método proposto por LINDSAY & NORVELL (1978), empregando-se o DTPA $0,005 \text{ mol.L}^{-1}$, pH 7,3, é o mais difundido. O método foi originalmente desenvolvido para solos calcários do sudoeste dos Estados Unidos, para identificar solos deficientes em Cu, Fe, Mn e Zn. Seu uso foi ampliado, com relativo sucesso, para solos com má drenagem e, ou, contaminados com metais pesados, condições essas bem diferentes daquelas preconizadas para o método (MANDAL & HALDAR, 1980; SCHAUER et al., 1980).

O DTPA é mais usado com o objetivo de extrair maiores quantidades dos teores lábeis dos metais pesados, porém sem dissolver as formas não-lábeis (ABREU et al., 2002). Atualmente, os laboratórios de análise de solos do Estado de São Paulo têm utilizado esse extrator como método oficial para a determinação de Fe, Cu, Mn e Zn (CANTARELLA et al., 1995).

3.6 DEJETOS DE SUÍNOS APLICADOS AO SOLO

POCOJESKI et al. (2004), aplicando esterco líquido de suíno em cambissolos e argissolos de 12 propriedades de uma microbacia em SC observaram teores totais de Cu no solo variando entre 11 e 30 mg kg^{-1} , e teores disponíveis em torno de 6 mg kg^{-1} , extraíndo-se os metais pela metodologia da EPA⁶ (Environmental

⁶ EPA, In: Acid Digestion Of Sediments, Sludges, And Soils, method 3050b. Disponível em <http://www.epa.gov/SW-846/pdfs/3050b.pdf>, Acesso em 01/03/2003.

Protection Agency) n° 3050, e realizando as análises laboratoriais conforme TEDESCO (1985), verificaram maiores teores de Cu nos locais onde se aplicou ELS na quantidade de 270 m³ a 329 m³ provenientes de UPLs.

SCHERER et al. (2004) trabalhando na Região Oeste de Santa Catarina, constataram por análise de regressão que não foi significativo o efeito de doses e tempo de utilização de dejetos de suínos sobre a concentração e mobilidade dos nutrientes no perfil do solo.

Os mesmos autores verificaram um aumento na disponibilidade de nutrientes e seu acúmulo nas camadas superficiais dos solos. Os teores trocáveis de cobre encontrados foram em média 9 mg kg⁻¹ em cambissolos e 8 mg kg⁻¹ em latossolos. Os maiores teores de Cu foram encontrados na camada de 30 a 50 cm do perfil do solo.

PIMENTA et al. (2004) em experimento com lavoura de milho conduzido na área experimental da FESURV, município de Rio Verde, GO, sob Latossolo Vermelho distrófico argiloso, utilizando dejetos de suínos com teores com 2,3 mg kg⁻¹ de cobre e 1,5 mg kg⁻¹ de zinco, concluíram que os maiores teores foliares de Cu foram determinados com as doses de 75 m³ ha⁻¹ de dejetos líquidos de suínos, correspondente a 14,0 mg kg⁻¹.

Ainda segundo, PIMENTA et al. (2004), embora 14,0 mg kg⁻¹ seja o maior valor detectado, não superou o nível crítico (6 a 20 mg kg⁻¹) estabelecido por SILVA (1999) nem atingiu o nível fitotóxico (60 a 125 mg kg⁻¹) determinado pela CETESB (1999), Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental implicando em valores de Cu considerados adequados para a cultura de milho.

SEGANFREDO (2004), avaliando o efeito cumulativo do Cu e Zn de dejetos de suínos e de fontes minerais, no milho e no solo, em três solos de Santa Catarina em cultivos sucessivos de aveia, milho, trigo e soja chegou aos mesmos resultados de (SEGANFREDO, 2003), onde, para uma mesma dose de Cu adicionada, os dejetos de suínos disponibilizaram maiores teores trocáveis do elemento do que o fertilizante NPK utilizado.

Acrescenta o autor ainda, que, dentro do mesmo grupo de tratamentos, aqueles com as mais altas doses de Cu adicionadas ao solo apresentaram, consistentemente, maiores teores de cobre disponível do que aqueles de mais baixas doses, concluindo que o acúmulo de Cu e ou Zn no solo, independente se

dos dejetos de suínos ou de fonte mineral, causou aumento no Cu e Zn disponíveis no solo e no milho e decréscimos na produção de matéria seca das plantas.

A concentração de cobre presentes nas rações utilizadas na alimentação dos animais pôde ser verificada num experimento realizado por VAZ et al. (2004) para demonstrar a interferência dos teores de metais nas rações suinícolas sobre o teor no solo. No citado trabalho, amostrou-se rações que, após o devido preparo, e submetidas à digestão úmida em solução nitroperclórica, encontrou-se teores médios de $1,37 \text{ g kg}^{-1}$ para o Cu variando de 0,03 a $3,42 \text{ g kg}^{-1}$.

No mesmo experimento, demonstrou-se a interferência dos teores de metais nas rações suinícolas sobre o teor no solo, amostrando-se rações que, depois de submetidas à digestão úmida em solução nitroperclórica, encontrou-se teores médios de $1,37 \text{ g kg}^{-1}$ para o Cu variando de 0,03 a $3,42 \text{ g kg}^{-1}$.

Essa concentração pode variar de acordo com o estágio de desenvolvimento dos animais, mas valores relativos são importantes para se visualizar cenários e permitir a predição do comportamento do cobre a partir da cadeia alimentar dos suínos para possíveis teores ambientais.

3.7 POLUIÇÃO E OS DEJETOS DE SUÍNOS

O fenômeno da poluição pode resultar de fontes com pequena concentração de substâncias orgânicas facilmente decomponíveis ou quando gerado em grande escala mesmo com a presença de material orgânico mais estável.

Segundo PREISLER (2002) o potencial poluidor de um resíduo provém do fato de que, uma vez disposto na água, ou no ambiente edáfico, pode vir a consumir oxigênio para sua decomposição, essencial para o metabolismo dos microrganismos.

Este fato é complementado pela exposição de PREZOTTO-MATTIAZZO (1992), na qual define-se resíduo ou material residual como material descartável, com pouco ou nenhum valor econômico dependendo da sua composição e quantidade produzida, podendo ser ou não considerado como um poluente e vir conseqüentemente a causar poluição.

Ainda citando PREZOTTO-MATTIAZZO (1992), contaminante é toda substância capaz de causar um desvio da composição normal do meio ambiente. E

somente podem ser classificadas como poluentes quando geram algum efeito prejudicial. É desta forma que o Cu pode ser classificado como contaminante em sistemas agrícolas quando dependem das características do dejetos de suínos e do potencial ambiental, para a incorporação e/ou disseminação deste e outros micronutrientes no solo e corpos d'água.

Um autor que ilustra bem este pormenor é SPOSITO (1989), segundo o qual, um metal manifesta sua essencialidade ou toxidez quando se encontra biodisponível. Desta forma, um elemento essencial ou tóxico pode ser considerado biodisponível a partir do momento que se encontre numa forma química absorvível pelas plantas, e este fato afete de alguma forma o ciclo de vida da planta. A utilização de plantas indicadoras e extratores químicos são formas de avaliar a biodisponibilidade desses metais no ambiente edáfico.

SCHERER et al. (1996), no tocante à poluição hídrica, destacam a possibilidade de contaminação das águas superficiais e do lençol freático, via lixiviação de N-NO_3 , e a emissão de N_2O e NH_3 para a atmosfera, interferindo na camada de ozônio e aumentando a possibilidade de formação de chuva ácida. Os dejetos líquidos de suínos também podem afetar a fauna aquática, tendo em vista a alta demanda química de oxigênio (superior a 30.000 mg L^{-1}), o que pode interferir no equilíbrio ecológico desse ambiente. Além disso, a presença de coliformes, microorganismos patogênicos e de substâncias orgânicas putrescíveis geradoras de odores desagradáveis, podem tornar as águas impróprias tanto para o consumo como para o lazer.

3.8 ALTERNATIVAS PARA O APROVEITAMENTO E DISPOSIÇÃO FINAL DE LODO DE ESGOTOS

Embora o presente trabalho enfoque o tratamento de dejetos de suínos, é importante considerar as alternativas mais usuais para o aproveitamento e/ou destino final do lodo de esgotos em países do primeiro mundo, conforme enumera SANTOS & TSUTUYA (1997), já fazendo referência ao Processo N-Viro.

a) Uso agrícola

- Aplicação direta no solo;

- Aplicação em áreas de reflorestamento;
- Produção de composto ou fertilizante organo-mineral;
- “Solo sintético” para agricultura (**Processo N-Viro**)

b) Disposição em aterros sanitários

- Aterros exclusivos;
- Co-disposição com lixo urbano

c) Reuso industrial

- Produção de agregado leve para construção civil;
- Fabricação de tijolos e cerâmicas

d) Incineração

e) Restauração de terras

f) Controle de voçorocas

g) Conversão do lodo em óleo combustível

3.9 TRATAMENTO E ARMAZENAMENTO DE DEJETOS DE SUÍNOS

O tratamento dos dejetos de suínos engloba diversas técnicas, de acordo com OLIVEIRA et al. (1993), sendo o tratamento físico (decantação peneiramento e centrifugação), químico (pela precipitação de partículas), biológico, a compostagem, as lagoas aeróbias anaeróbias e facultativas, os diques de oxidação, as esterqueiras e as bioesterqueiras. Como técnica mais atualmente utilizada, o manejo de suínos em cama sobreposta (*deep breeding*) é uma forma prática e integrada de se trabalhar com compostagem. (ROPPE, 2000; OLIVEIRA, 2000).

PREISLER (2002), sintetiza que BURNHAM et al. (1992), SLOAN & BASTA (1995), PIERZYNSKI & SCHWAB⁷, WEF⁸ citados por LUCCHESI (1997); afirmam que para o tratamento de biossólidos humanos, o "Processo de Estabilização Alcalina Avançada com Secagem Acelerada" também conhecido como Processo N-Viro. O qual já era utilizado em mais de 40 localidades nos EUA, Reino Unido, Canadá. Israel, China, África do Sul, Espanha. Finlândia e Austrália, processando

⁷ PIERZYNSKI, G. M.; SCHWAB, A. P. Bioavailability of zinc, cadmium, and lead in a metal-contaminated alluvial soil. *Journal of Environmental Quality* v 22 p 251-262 1993

⁸ WEF. Beneficial use programs for biossolids management. Special publication. Water Environment Federation, Alexandria, VA. 1994.

mais de 1 milhão de toneladas por ano. Seu produto em razão de suas propriedades, tem sido utilizado como substituto para o calcário agrícola, como fertilizante e condicionador do solo.

3.10 O PROCESSO N-VIRO E SUA APLICABILIDADE NA ESTABILIZAÇÃO

O processo N-Viro é mais facilmente viável em regiões onde materiais alcalinos sejam relativamente baratos. A estabilização alcalina é, freqüentemente, o processo mais econômico para estabilização de efluentes sólidos. Isto é particularmente aplicável quando a disponibilidade do material alcalino é facilitada, como em regiões onde o mesmo é comumente aplicável a solos agrícolas para promover a produtividade das culturas.

O U.S. EPA (2004) preconiza que a estabilização alcalina é prática em pequenas plantas de tratamento de esgoto que armazenam lodo de esgoto para posterior transporte para instalações maiores onde sofrerão o devido tratamento. A tecnologia é especialmente útil, pois seu processo pode ser interrompido a qualquer momento. Esta adaptabilidade faz desta tecnologia uma escolha apropriada como método secundário ou auxiliar de estabilização.

De acordo com LUE-HING et al. (1992) o Processo N-Viro, ao lado dos processos Envessel Pasteurization e Biofix compõem as tecnologias concordantes com o protocolo PFRP ("Process of Further Reduction Pathogens"), o qual reduz a concentração de patógenos no produto a níveis aceitáveis para a utilização agrícola.

LUCCHESI (1997), explica detalhadamente o "Processo de Estabilização Alcalina Avançada com Secagem Acelerada" (Processo N-Viro) de Biossólidos como sendo uma tecnologia patenteada pela N-Viro International Corporation de Toledo, Ohio, EUA (BURNHAM et al. 1992; LOGAN; HARRISON, 1995; LUE-HING et al, 1992). Tal processo, segundo BURNHAM et al. (1992), utiliza biossólidos desaguados, provenientes de digestão aeróbia, anaeróbia ou "in natura", com teor de sólidos entre 15-40%, aos quais são adicionados reagentes alcalinos (pó-de-forno de cimento, pó de forno de cal, cal virgem e muitos outros resíduos alcalinos) como ingredientes únicos ou combinados. Uma das reações em que tal processo de estabilização está embasado é a seguinte:



O CaO reage com a água excedente dos biossólidos produzindo o hidróxido de cálcio e calor, cujo pH de equilíbrio encontra-se acima de 12. A partir desta reação exotérmica, a temperatura é elevada, mantida e controlada entre 52°C e 62°C (SMITH et al., 1998)⁹, citados por YAMAKAWA, 1999), colaborando com a secagem do produto. Como resultado ocorrem diferentes estresses tais como: reação alcalina, secagem acelerada, altas temperaturas, liberação de amônia e presença de sais e a destruição de patógenos (salmonelas, polivírus, ovos de ascaris), havendo a remanescência inócua de aproximadamente 10⁶ microorganismos por 5 gramas de lodo seco (BURNHAM et al. 1992). Assim os lodos tratados mantêm-se livres de odor e assemelham-se, em aspecto, a solos. Sendo, em razão de suas características classificado pela Agência Americana de Proteção Ambiental (U.S. EPA) consta-se na legislação (CFR 40 Part 503) como lodo Classe A.

O processo ainda, segundo LOGAN¹⁰ citado por LUCCHESI (1997), promove a (mobilização de metais traços devido a sua precipitação com ligantes como OH, CO₃, SiO₃, PO₄ e SO₄ bem como reações de complexação e adsorção nas superfícies minerais e da matéria orgânica (BURNHAM et al. 1992).

LOGAN e FAULMANN (1999) citam haver vários procedimentos para pasteurização de dejetos de suínos e aves pelo Processo N-Viro com o objetivo de destruir patógenos, reduzir odores e melhorar a qualidade do material. Os autores mencionam que o produto de tal procedimento pode atingir pH final para uso de 9,5 e teor de sólidos maior que 30%.

LOGAN e HARRISON (1995) ao analisarem 28 N-Viro Soils observaram que as propriedades físicas do produto são similares a um solo de textura média a fina, poroso, granular e de consistência não plástica, que pode ser facilmente manejado e armazenado em propriedades agrícolas. Em razão das suas características químicas, é efetivo como calcário agrícola (SLOAN e BASTA, 1995), podendo ser

⁹SMITH, K. A.; GOINS, L E; LOGAN T. J. Effect of calcium oxide dose on thermal reactions, lime speciation, and physical properties of alkaline stabilized biossólids. *Water Environmental Res.*, v. 70, p. 224-230, 1998.

¹⁰LOGAN, T. J. Reclamation of chemical degraded soils. In: R. Lal and B.A. Stewart (ed). *Soil restoration. Adv. Soil Sci.* 17: 13-35. 1992.

utilizado como substituto do mesmo e como fertilizante de baixo teor de nutrientes (N-VIRO, 2004).

Assim sendo, a sua aplicação em projetos de revegetação, cobertura de aterros sanitários, recuperação de solo ácido e para fins agrícolas propriamente ditos, é citado como usual, particularmente nos EUA (BURNHAM et al. 1992).

Muito embora o N-Viro Soil citado nas referências bibliográficas tenha sido oriundo de lodo de esgoto humano, algumas características do mesmo podem ser aplicadas para a definição química e diretrizes gerais de disposição e utilização do bio sólido proveniente do tratamento de dejetos de suínos, que é denominado Nure Soil.

3.11 POTENCIAL PRODUTIVO DA VARIEDADE UTILIZADA

GUADAGNIN et al. (2002), em ensaios realizados por na safra 2001/2002, no Rio Grande do Sul para a variedade de milho, ciclo superprecoce SHS 5050, utilizada neste experimento, obtiveram produtividade média de 6.226 kg ha^{-1} variando de 2570 kg ha^{-1} na localidade de Cruz Alta a 9.427 kg ha^{-1} na localidade de Veranópolis.

3.12 AVALIAÇÃO DOS TEORES DE COBRE NO SOLO

Na Europa, os níveis de contaminação são muito variáveis com teores de Cd entre 1 e 3.410 mg kg^{-1} , Pb de 29 a 3.600 mg kg^{-1} , Hg de 0,1 a 55 mg kg^{-1} , Ni entre 6 e 5.300 mg kg^{-1} , Zinco de 91 a 49.000, Cu de 50 a 8.000 mg kg^{-1} e Cr entre 8 a $40.600 \text{ mg kg}^{-1}$ (SILVA et al. 2001).

Nos EUA, os teores destes elementos no lodo variam muito, encontrando-se teores médios em torno de $6,94 \text{ mg kg}^{-1}$ de Cd, $134,4 \text{ mg kg}^{-1}$ de Pb, $5,2 \text{ mg kg}^{-1}$ de Hg, $42,7 \text{ mg kg}^{-1}$ de Ni, 1.202 mg kg^{-1} de Zn, 741 mg kg^{-1} de Cu, 119 mg kg^{-1} de Cr, $9,9 \text{ mg kg}^{-1}$ de Ar, $5,2 \text{ mg kg}^{-1}$ de Se.

ANJOS (1999), aplicando altas dosagens de lodo (388 t ha^{-1} - pH 7,5 e 7,6) parcelada em 5 vezes durante 12 meses não observou lixiviação ou passagem para a cadeia alimentar de elementos-traço, apenas um aumento nos teores de Zn e Cu

na palhada da cultura do milho, sem alteração das concentrações em sabugo e grãos. Os resultados foram atribuídos à adsorção e co-precipitação do Cu, e Zn com óxidos de Fe e Al, substâncias orgânicas e minerais de argila, favorecidos pela elevação do pH com a adição do lodo o que reduziu a disponibilidade dos metais para as plantas.

O risco potencial causado por elementos presentes no lodo de esgoto foram estudados por CHANEY¹¹ (1994) citado por CLAPP (1994). O autor argumenta que em solos fortemente ácidos ocorre aumento na absorção de Zn, Cd, Ni, Mn, e Co, e um aumento do risco de fitotoxicidade de Cu, Zn, e Ni. Já em solos alcalinos, ocorre maior absorção de Mo e Se. Enquanto o Pb e o Cr adicionados através de biossólidos não são absorvidos significativamente independente do pH do solo.

O manejo de biossólidos em regiões de clima tropical deve levar em consideração o poder diferenciado de acumulação de metais dos solos e a possibilidade de liberação dos mesmos com a variação das propriedades químicas do solo, especialmente o pH. Alguns cuidados em relação aos limites de tolerância da adição desses elementos-traço no solo devem ser tomados, pois o efeito em longo prazo ainda é desconhecido segundo MORTVEDT (1996).

MIYAZAWA et al. (1996) conduzindo um experimento de lixiviação em colunas utilizando-se de 2 latossolos paranaenses e doses de lodo de esgoto equivalentes a 5, 50 e 100 Mg ha⁻¹, (base seca) na superfície do solo concluíram que os teores de todos os metais determinados Ba, Cd, Cr, Co, Cu, Ni, Pb e Zn não apresentaram diferenças significativas no perfil do solo, indicando, portanto, pouca lixiviação desses metais nos solos estudados. O autor encontrou teores de Cu nos lodos variando de 266 a 401 mg kg⁻¹ não sendo detectado o aumento das concentrações do Cu nas camadas subjacentes dos solos, após um ano de lixiviação. Esta importante observação do autor tem fundamento em todos os sistemas de manejo do solo onde não há degradação da matéria orgânica.

3.13 AVALIAÇÃO DOS TEORES DE COBRE NA PLANTA

¹¹ CHANEY, R. L Trace metal movement:soil-plant system and bioavailability of biossólidos-applied metals. 1994.

Em experimento conduzido por SALLES (1999) no Centro de Estações Experimentais da UFPR entre 1996 e 1997, no qual aplicou-se doses crescentes de lodo de esgotos com 110 mg kg⁻¹ de cobre na projeção da copa de plantas de maçã (*Malus domestica*) variedade Gala, sob Cambissolo Álico, constatou-se que os teores do metal determinados nos frutos foram significativamente iguais à testemunha.

DOWDY (1994) avaliaram a utilização de lodo de esgoto em cultura de milho, aplicado anualmente em função da recomendação agronômica de Nitrogênio (aplicação total de 224 T ha⁻¹), sobre a dispersão de elementos-traço na bacia de Rosemount. As concentrações dos metais Cd, Cr, Cu, Ni e Pb na planta e nos grãos não aumentaram significativamente após 19 anos de aplicação contínua de lodo. Os elementos Cd, Cr, Cu e Zn, após 10 anos de utilização, foram encontrados em teores até 3 vezes maiores na profundidade de 0,16 a 0,3 m em comparação a esta profundidades nos solos sem aplicação de lodo. Após 17 anos de aplicações foi observado movimento de Cr e Cu a profundidade de 0,45 a 0,6 m. No entanto, não se observou lixiviação destes elementos para a lagoa de captação após 15 anos de aplicações.

MARTINS et al. (2003) avaliaram o efeito da adição de 0, 20, 40, 60 e 80 Mg ha⁻¹ (com base no material seco) de solo, aplicado durante 2, 3 e 4 anos nas doses de 40, 60 e 80 Mg ha⁻¹, respectivamente, com e sem calcário, na produção de grãos e massa seca da parte aérea e na absorção de Cu, Fe, Mn e Zn pelo milho, utilizando um Latossolo Vermelho distrófico típico, no período de 1983 a 1987.

Os autores concluíram que maior dose de lodo de esgoto utilizada, adicionou ao solo, em kg ha⁻¹, 63, 3040, 25 e 152 de Cu, Fe, Mn e Zn, respectivamente. A produção de grãos e de massa seca da parte aérea aumentou linearmente com a adição de lodo de esgoto nos anos estudados, mas não houve diferenças de concentração do Cu nas folhas do milho.

4 MATERIAL E MÉTODOS

Definiu-se “Tempo 1” a data da primeira amostragem (24 de agosto de 2001) antes da aplicação do NureSoil; já o “Tempo 2” (03 de maio de 2002), está estabelecido como sendo 249 dias após a primeira amostragem e quatro meses após a aplicação do bio sólido de dejetos de suínos.

4.1 LOCALIZAÇÃO GEOGRÁFICA

A área destinada à implantação do experimento denomina-se Fazenda Santa Terezinha, cedida pela Agropecuária Grão Forte. Localiza-se no município de Palmeira – PR, na microbacia hidrográfica do Rio Pulgas, compreendida entre as latitudes 25° 23' e 25° 30' S e entre as longitudes 49° 55' e 50° 05' W. A partir da rodovia BR 277 tem-se acesso à propriedade por uma estrada que corta transversalmente a microbacia no sentido leste-oeste, sendo esta situada à leste do município de Palmeira.

A totalidade da área experimental, alocada no talhão VIII da referida fazenda, pode ser visualizada na Figura 3, insere-se na região conhecida como "Campos Gerais do Paraná" inscrita no Segundo Planalto Paranaense de acordo com MAACK (1968) de altitudes variando 800 a 960 m acima do nível do mar. O relevo do entorno da área experimental é suave ondulado e geologicamente, pertence ao Arenito Furnas, formação que se dirige para o sentido oeste, freqüentemente associada a sedimentos flúvio-glaciais, dando origem ao arenito “Vila Velha” conforme estabeleceu BIGARELLA (1966).

FIGURA 3 – VISTA GERAL DA ÁREA EXPERIMENTAL.



FONTE: ACERVO DO AUTOR

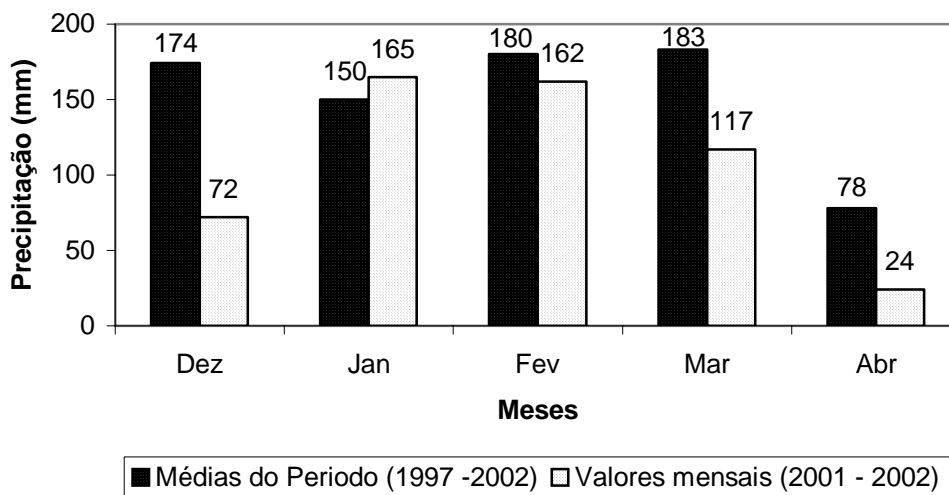
A formações geológicas Furnas e Itararé, abrangem a microbacia do Rio Pulgas, local da área de estudo, sendo que a Formação Itararé é de maior relevância no local, tendo como característica a presença de rochas do tipo argilitos siltico-conglomeráticos (CODEPAR, 1965).

Dados do IAPAR (1994) indicam a precipitação média anual da região em que está inserida como sendo de 1500 mm, temperatura média anual de 19°C, e temperaturas mínimas e máximas, médias anuais, de respectivamente, 13°C a 24°C. A média anual da umidade relativa do ar gira em torno de 80%, a insolação entre 1800 e 2000 horas ano⁻¹, o número de dias com geadas oscila entre 1 a 10, e a direção predominante dos ventos é NE. O clima, segundo a classificação de Köppen é caracterizado como Cfb (subtropical úmido, mesotérmico, com ventos frescos, geadas severas freqüentes no inverno, e sem estação seca definida).

PREISLER (2002) obteve para o período da experimentação de 18 de dezembro de 2001 a 30 de abril de 2002 dados de precipitação pluvial, referentes às chuvas ocorridas na estação meteorológica (SIMEPAR - Sistema Meteorológico do Paraná) de Ponta Grossa.

No período de trabalho deste experimento, a precipitação pluvial acumulada foi de 540 mm contra uma média anual de 765 mm conforme pode-se visualizar na Figura 4.

FIGURA 4 – MÉDIAS MENSAIS DA PRECIPITAÇÃO PLUVIAL EM PONTA GROSSA.



FONTE: SIMEPAR (2002) ADAPTADO DE PREISLER (2002)

Na área experimental observa-se a ocorrência de solos da unidade de mapeamento Ca23: Cambissolo Álico Tb A proeminente textura argilosa fase floresta subtropical perenifólia, relevo suave ondulado, segundo LARACH et al. (1984). Segundo o novo sistema de classificação de solos proposto por PRADO et al. (2003) classifica-se o solo como Cambissolo Háplico (CX), cujas características estão contidas na Tabela 4.

TABELA 4 – CARACTERÍSTICAS DO CAMBISSOLO HÁPLICO

CARACTERÍSTICA	SIMBOLOGIA	DESCRIÇÃO
CLASSE	III	SOLO DE POTENCIAL MODERADO, SEM RESTRIÇÕES
Profundidade	2	Moderada - com citação de pouca profundidade
Textura	0	Textura argilosa (35-60% de argila)
Erosão	1	Ligeira – solos argilosos em relevo suave ondulado
Drenagem	0	Nula – solos bem drenados
Relevo	1	Suave ondulado (3-8%)
Pedregosidade	0	Nulo – sem fase pedregosa
Hidromorfismo	0	Solo sem indicação de hidromorfismo

FONTE: LARACH et al. (1984) compilado por PREISLER (2002).

A caracterização química do solo antes da aplicação do NureSoil (Tempo 1) (24/agosto/2001) pode ser observada na Tabela 5 e após a aplicação dos tratamentos (Tempo 2) (03/maio/2002) está arrolada de forma mais sucinta na Tabela 6:

TABELA 5 - ANÁLISE QUÍMICA DO SOLO NO TEMPO 1 (24/AGOSTO/2001). MÉDIA DAS 24 PARCELAS – 2001

Prof. (cm)	pH CaCl ₂	pH SMP	P	Al	H+Al	Mg	Ca	K	CTC total	C	V
			mg kg ⁻¹			cmol _c dm ⁻³				g kg ⁻¹	%
0-5	5,4	6,0	28,20	0,02	5,10	2,92	5,04	0,26	13,23	29,42	61,6
5-10	5,4	6,0	17,01	0,10	5,26	2,53	4,64	0,12	12,50	24,29	58,2
10-15	5,0	5,7	10,83	0,28	6,74	2,36	3,75	0,09	12,90	26,62	48,3
15-25	4,8	5,5	6,23	0,60	7,15	1,92	3,33	0,11	12,59	24,19	42,3
25-35	4,5	5,3	5,20	1,53	8,75	1,08	1,88	0,06	11,66	19,41	25,9
35-45	4,5	5,3	3,07	1,90	8,85	1,40	1,10	0,07	11,16	18,23	20,6
45-55	4,3	5,2	2,94	2,21	9,29	1,32	0,67	0,09	14,46	16,99	16,2

FONTE: PREISLER (2002).

TABELA 6 - ANÁLISE QUÍMICA DO SOLO NO TEMPO 2 (03/MAIO/2002). MÉDIA DAS 24 PARCELAS – 2001

Prof. (cm)	pH CaCl ₂	pH SMP	P	Al	H+Al	Mg	Ca	K	CTC total	C	V
			mg kg ⁻¹			cmol _c dm ⁻³				g kg ⁻¹	%
0- 15	5,2	5,9	9,3	0,1	6,1	3,4	5,8	0,27	15,6	25,5	60,35
15-35	4,5	5,5	2,9	1,1	9,0	2,6	3,5	0,15	15,2	22,8	39,95

FONTE: SECCO (2003).

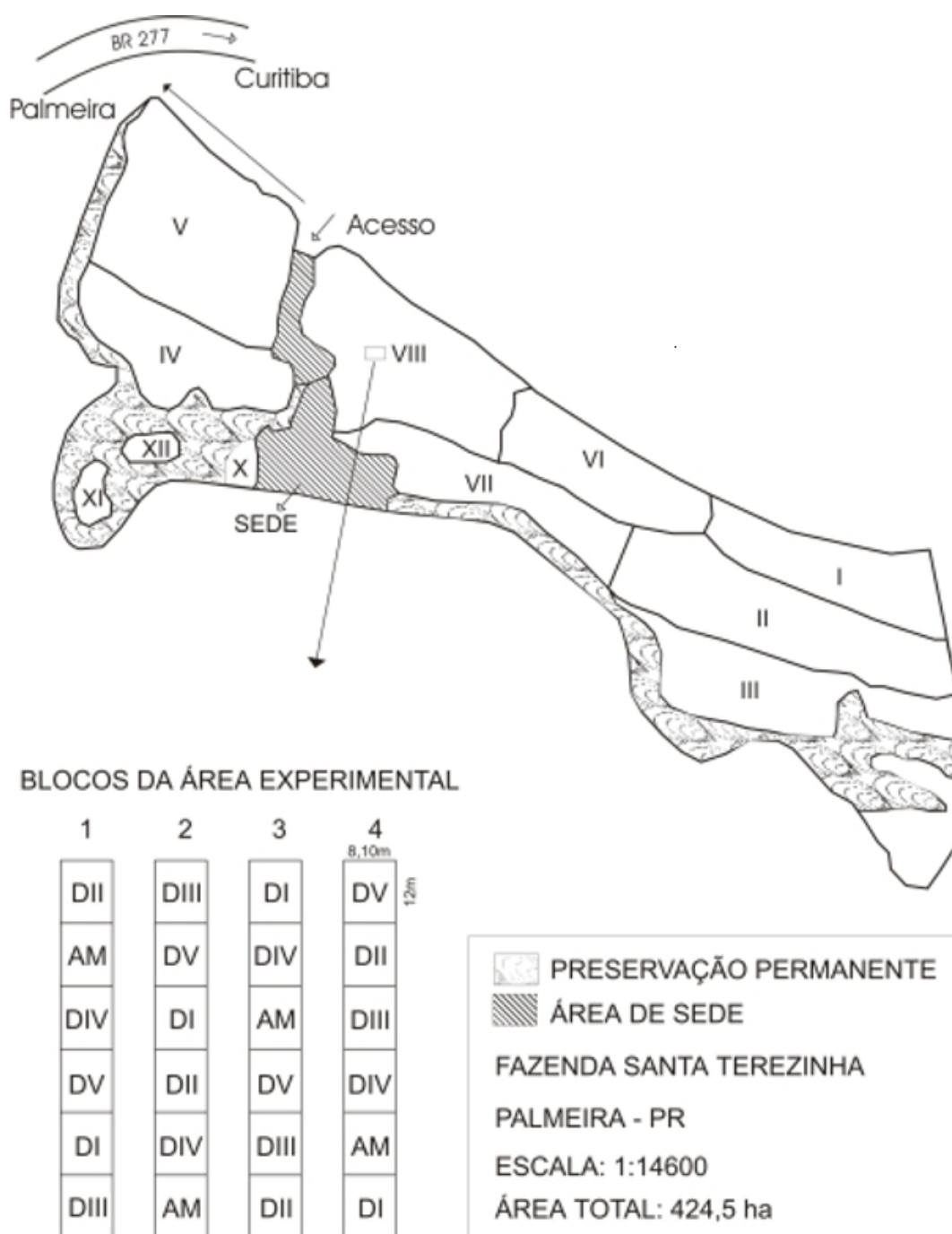
4.2 HISTÓRICO DA ÁREA EXPERIMENTAL

A

Figura 5, representa o croqui da área experimental (talhão VIII da Fazenda Santa Terezinha), região tradicional de cultivo de milho (*Zea mays* L.) e soja (*Glycine max* L. (Meril)) rotacionado sob plantio direto. Anteriormente à instalação do experimento, a área vinha sendo cultivada sob plantio direto com soja e milho e

aveia preta (*Avena strigosa* Schreber). Segundo dados de PREISLER (2002) obteve-se como produtividades médias de soja da propriedade nas safras 1998/99, 1999/00 e 2000/01 os seguintes valores: 2975, 3446 e 3100 kg ha⁻¹. Para o milho obteve-se nas safras 1998/99 e 1999/00 respectivamente, 6694 e 7934 kg ha⁻¹ de grãos. Adubou-se toda a área com 300 kg ha⁻¹ de superfosfato simples (0-18-0) mais 150 kg ha⁻¹ de KCl em cobertura na safra 2000/01 para a soja (YAMAGUCHI, 2001).

FIGURA 5 – CROQUI DE LOCALIZAÇÃO DA FAZENDA SANTA TEREZINHA E DA ÁREA EXPERIMENTAL PALMEIRA/PR – 2001



FONTE: Reconstituição a partir de ilustração impressa cedida por PREISLER (2002).

4.3 OBTENÇÃO DO BIOSSÓLIDO (NURESOIL).

O bio sólido utilizado no presente trabalho originou-se de uma lagoa anaeróbica que há mais de três anos armazenava dejetos oriundos de uma UPL (unidade de produção de leitões) sob o sistema de integração com a indústria frigorífica por meio de um sistema intensivo de lavagem das pocilgas. Desta forma, o material gerado pela criação dos animais, decantado no fundo da lagoa, foi retirado com o auxílio de uma retro-escavadeira, e transportado numa caçamba para a estação de processamento, localizada na própria fazenda.

Processou-se experimentalmente o bio sólido pelo "Processo de Estabilização Alcalina Avançada com Secagem Acelerada" (Processo N-Viro), sendo que deste procedimento resultou um produto friável (granulado) denominado de NureSoil (bio sólido de dejetos de suínos).

4.4 CARACTERIZAÇÃO DO NURESOIL E BIOSSÓLIDO DE DEJETOS DE SUÍNOS

4.4.1 Análises e Características do Bio sólido de Dejetos de Suínos e do NureSoil

Colheu-se amostras de bio sólido de dejetos de suínos antes do seu processamento pelo Processo N-Viro de três pontos na caçamba de transporte (parte superior, intermediária e inferior) SALVADOR (2002). Foi caracterizado o teor de umidade e de sólidos, sendo que antes do seu processamento experimental, o bio sólido de dejetos de suínos apresentou umidade média de 81,5%, e teor de sólidos totais de 18,5%. Imediatamente após o processamento, e anteriormente à sua aplicação à campo o bio sólido já tratado (NureSoil) foi caracterizado quanto ao seu teor de umidade e de sólidos, pH, eficiência relativa granulométrica (ER), poder de neutralização (PN) e poder relativo de neutralização total (PRNT) conforme metodologia proposta por TEDESCO et al. (1995). Este trabalho de campo e laboratório foi executado principalmente por PREISLER (2002), SALVADOR (2002), SECCO (2003), entre outros.

A umidade tanto do bio sólido de dejetos de suínos como do NureSoil (bio sólidos de dejetos de suínos tratados) foi determinada à temperatura de 65-

70°C, expondo-se as amostras por 48 horas em estufa dentro de uma capela. Neste procedimento, utilizou-se de 20 gramas e duas repetições. Após seu tratamento o já Nuresoil apresentava-se em média com 22,7% de umidade, e teor de sólidos totais de 77,3%.

4.5 TEORES DE CU DO BIOSSÓLIDO DE DEJETOS DE SUÍNOS E DO NURESOIL

- a) A quantificação dos teores totais de Cu dos bioossólidos (tratados pelo Processo N-Viro) se deu segundo metodologia de JONES e CASE (1990) por digestão nitroperclórica, pesando-se aproximadamente 2g de material em triplicata. Os teores de Cu foram analisados por espectrofotometria de absorção atômica (EAA).

4.6 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL

O experimento foi estabelecido no talhão VIII da Fazenda Santa Terezinha e consistiu num Delineamento de Blocos ao Acaso com 6 tratamentos e 4 repetições (blocos) totalizando 24 parcelas tendo sido demarcado em 22 de agosto de 2001. Cada parcela com 8,10 m de largura por 12 m de comprimento, ou seja, uma área total de 2362,8 m² e área útil descontada as bordaduras de 2332,8 m²

Para o estabelecimento das doses do NureSoil, utilizou-se o resultado analítico apresentado na Tabela 7, confeccionada por PREISLER (2002), ajustando-se as doses obtidas dos referidos métodos para a camada de 0-5 cm, ou seja, para 500000 kg de solo já que na ocasião o pH CaCl₂ das camadas superficiais encontrava-se entre 5,0 e 5,9. Não considerou-se o PRNT do NureSoil que situou-se ao redor de 2,46% (Apêndice 2).

TABELA 7 - DOSES DE NURESOIL (PN DE 65,18%) COM BASE NOS MÉTODOS ALUMÍNIO TROCÁVEL, SATURAÇÃO POR BASES (V%) E ÍNDICE SMP UTILIZADOS COMO REFERÊNCIA PARA O ESTABELECIMENTO DOS TRATAMENTOS (MÉDIA DE 24 PARCELAS} – 2001.

Amostras (cm)	Al x 2	V% para 60%	V% para 70%	V% para 80%	SMP pH 5,5	SMP pH 6,0	SMP pH 6,5
.....Mg ha ⁻¹							
0 a 5	0,0	0,1	0,5	1,0	0,8	1,4	2,1
5 a 10	0,1	0,1	0,6	1,1	0,8	1,4	2,1
10 a 15	0,2	0,6	1,1	1,6	1,2	2,1	3,0
15 a 25	0,5	0,9	1,4	1,9	1,6	2,6	3,6
25 a 35	1,2	1,6	2,0	2,4	2,0	3,2	4,3
35 a 45	1,5	1,7	2,1	2,6	2,0	3,2	4,3
45 a 55	1,6	1,7	2,2	2,7	2,0	3,2	4,3

Fonte: PREISLER (2002)

NOTA⁽¹⁾ A recomendação das doses foi baseada na camada de 0 a 5 cm.

As doses de NureSoil foram aplicadas em quantidades eqüidistantes entre si de 0,5, 1, 2 e 4 Mg ha⁻¹ com base em seu PN de 65,18%.

Segundo o trabalho de PREISLER (2002) as doses de N, P₂O₅ e K₂O foram estabelecidas conforme BARTZ et al. (1995). A recomendação da adubação total (NureSoil + adubação mineral) está descrita na Tabela 8, já o seu parcelamento em diferentes épocas apresenta-se na Tabela 9. A testemunha, constituída por adubação mineral (AM) exclusiva foi estabelecida com vistas a se implementar a "melhor prática de adubação utilizada regionalmente".

Os demais tratamentos DI, DII DIII e DIV testaram o efeito da ação de tal prática em adição à doses crescentes de NureSoil, que serviria como um corretivo do solo. O tratamento DV testou o efeito da redução de adubação mineral quando esta em parte foi complementada por dose intermediária de Nuresoil. A aplicação das doses de Nuresoil foi efetuada em 18 de dezembro de 2001 (Tabela 9). A aplicação dos demais nutrientes se deu concomitantemente ao plantio do milho.

A dose total de P₂O₅ foi aplicada na forma de MAP (fosfato monoamônio com 11% de N e 52% de P₂O₅) superficialmente. Para o N também aplicou-se uréia (46% N) complementando-se à dose necessária para o plantio, o restante em duas coberturas, juntamente com a adubação potássica (KCl) com 60% de K₂O, aos 19 dias (estádio V2) e aos 47 dias após a emergência (estádio V3-V4) respectivamente em 17 de janeiro de 2002 e 15 de fevereiro de 2002 (Tabela 9).

A correção das doses de Nuresoil pelo seu teor de umidade e corrigidas pelo seu PRNT está inserida nos apêndices 1 e 2.

TABELA 8 - DOSES DE NURESOIL E ADUBACAO MINERAL TOTAL NOS TRATAMENTOS

Doses	Descrição	NureSoil ⁽¹⁾	N	P ₂ O ₅	K ₂ O
	kg ha ⁻¹			
AM ⁽²⁾	Testemunha	0	120	98	100
DI	AM + Dose 1 NureSoil	500	120	98	100
DII	AM + Dose II NureSoil	1000	120	98	100
DIII	AM + Dose III NureSoil	2000	120	98	100
DIV	AM + Dose IV NureSoil	4000	120	98	100
DV	70 % AM + Dose V NureSoil	750	84	68,6	70

FONTE: PREISLER (2002)

NOTAS:⁽¹⁾ Doses em base úmida⁽²⁾ Adubação mineral

TABELA 9 – PARCELAMENTO DA ADUBAÇÃO MINERAL NA CULTURA DO MILHO PLANTIO, 1ª COBERTURA E 2ª COBERTURA

Dose	N			P ₂ O ₅			K ₂ O		
	Plantio	1ª cob.	2ª cob.	Plantio	1ª cob.	2ª cob.	Plantio	1ª cob.	2ª cob.
kg ha ⁻¹								
AS	20,7	59,3	40,0	98	0	0	0	60,0	40,0
DI	20,7	59,3	40,0	98	0	0	0	60,0	40,0
DII	20,7	59,3	40,0	98	0	0	0	60,0	40,0
DIII	20,7	59,3	40,0	98	0	0	0	60,0	40,0
DIV	20,7	59,3	40,0	98	0	0	0	60,0	40,0
DV	14,5	41,5	28,0	68,6	0	0	0	42,0	28,0

FONTE: PREISLER (2002)

4.7 INSTALAÇÃO DO EXPERIMENTO (TRATOS CULTURAIS)

Anteriormente ao plantio do milho cobriu-se a área com aveia preta que foi dessecada em 28 de setembro de 2001 com Roundup (Glifosate 400 g L⁻¹) na dose de 3 L ha⁻¹ + 0,1% de óleo, 80 dias antes da aplicação do biofertilizante. Para controlar uma infestação da área por papuã (*Brachiaria plantaginea*) necessitou-se de uma nova aplicação do mesmo herbicida antes do plantio do milho, que por sua vez, foi realizado em 22 de dezembro de 2001, quatro dias após a aplicação do Nuresoil (biofertilizante de dejetos de suínos estabilizados pelo Processo N-Viro).

A cultura foi implantada num espaçamento de 80 cm entre linhas, com 4 a 6 plantas por metro linear, utilizando-se a variedade SHS 5050 lote 19/01BL, híbrido triplo da Santa Helena, super precoce, grãos duros de cor laranja, florescimento aos 60 dias e maturação 120 dias. Tal cultivar foi selecionada com base em informações pessoais de FURLANI (2001), que a sugeriu devido à sua sensibilidade à acidez e ao alumínio, presente em profundidade, como uma possível indicadora do efeito dos tratamentos sobre estes parâmetros nas camadas mais profundas do solo.

Em de 17 de janeiro de 2002 pulverizou-se a área experimental com Primóleo (Triazina) na dose 7 L ha⁻¹ com 100 L de calda, utilizando-se pulverizador tratorizado com bicos 110 LD para o controle do papuã, misturando-se os inseticidas Talcord 250 CE (Permetrina a 70 mL ha⁻¹) e Match (Lufesuron a 300 mL ha⁻¹) para o controle da lagarta do cartucho (*Spodoptera frugiperda*). Em 06 de fevereiro de 2002 realizou-se capina manual, devido ao estágio avançado de desenvolvimento das plantas daninhas, o milho encontrava-se com 38 dias após a emergência (estádio V3).

4.8 DESCRIÇÃO DA COLETA E METODOLOGIA DE ANÁLISES DE SOLOS

Antecedendo à aplicação dos tratamentos, foi realizada a primeira coleta de solo (Tempo 1), em 24 de agosto de 2001, onde a aveia preta ainda encontrava-se com 15 cm de altura. Nesta oportunidade, foram tomadas amostras às profundidades de 0-5, 5-10, 10-15, 15-25, 25-35, 35-45 e 45-55 cm de cada parcela experimental. Estas, por sua vez, eram compostas por sete sub-amostras que, por ocasião de sua coleta, foram homogeneizadas e embaladas em sacos plásticos a campo. A segunda amostragem de solo (Tempo 2) foi realizada (03 de maio de 2002) 249 dias após a primeira e 3 dias após a colheita do milho, seguindo-se para tanto os mesmos critérios.

As amostras de solo foram submetidas à secagem em estufa com ventilação de ar forçada à temperatura de 60° C, por cerca de 48 horas, moídas manualmente em almofariz de porcelana e peneiradas em peneira plástica de malha 2 mm. A terra fina seca à estufa (TFSE) foi então armazenada em sacos de polietileno para as análises químicas.

As análises foram realizadas nos laboratórios do Departamento de Solos e Engenharia Agrícola da Universidade Federal do Paraná, em Curitiba – PR.

As amostras de solo foram caracterizadas quanto ao pH, alumínio trocável, acidez potencial, cálcio, magnésio, potássio, fósforo e carbono, segundo metodologia modificada de PAVAN et al. (1992). A CTC foi obtida pelo somatório dos teores de Ca, Mg, K e H+Al. Trabalho este realizado por PREISLER (2002).

A digestão total nitroperclórica das amostras da parcela 14 escolhida aleatoriamente antes da adubação do experimento procedeu-se da seguinte forma:

tomou-se uma alíquota de aproximadamente 2g de TFSA, à qual, em tubo de ensaio inserido em bloco digestor, adicionou-se 10 mL de ácido nítrico. A temperatura do bloco foi ajustada para 100 °C e após atingir essa temperatura, deixou-se o material a 170 °C por 1 hora e meia. Adicionou-se então ao tubo de ensaio 3 ml de ácido perclórico e a amostra foi submetida a 203 °C por 1 hora e 15 minutos. Após, completou-se o volume de 10 mL com água deionizada e posterior filtração. A leitura da concentração do elemento cobre foi realizada em espectrofotômetro de absorção atômica para o elemento Cu, segundo metodologia adaptada de BACHER & AMACHER (1982), HOSSNER (1996) E REED & MARTENS (1996).

As análises de Cu utilizando-se o extrator DTPA-TEA foram realizadas segundo a metodologia descrita em EMBRAPA (1999). Já para o extrator Mehlich 1 utilizou-se a metodologia de SIMS (2003). A metodologia original foi adaptada para as condições do Laboratório de Química e Fertilidade do solo, conforme demonstra o parágrafo seguinte. As soluções extratoras para os fatores analisados encontram-se na

Tabela 10.

Transferiu-se 20 g de TFSE para frascos cônicos de polietileno e adicionou-se 40 ml da solução extratora de DTPA, tampou-se os frascos e agitou-se por 2 horas a 220 rpm, a suspensão foi filtrada antes de 1 hora. Para fins de economia de reagentes, adaptou-se esta metodologia utilizando 50% dos volumes de solo e reagente, sendo 10 g de solo para 20 ml de reagente. Esta redução foi previamente testada e constatada sua boa correlação com a original, não apresentando diferença significativa entre ambas (SECCO, 2003).

TABELA 10 – EXTRATORES UTILIZADOS E MÉTODOS DE QUANTIFICAÇÃO PARA OS FATORES EDÁFICOS ANALISADOS

Fator	Solução extratora	Determinação
<i>pH CaCl2</i>	<i>CaCl2</i>	<i>Potenciométrico</i>
<i>pH SMP</i>	<i>SMP</i>	<i>Potenciométrico</i>
<i>H + Al</i>	<i>SMP</i>	<i>Tabela pH SMP x H+Al</i>
<i>Ca + Mg</i>	<i>KCl 1 N (1:10)</i>	<i>Complexometria com EDTA 0,0125M</i>
<i>Ca</i>	<i>KCl 1 N (1:10)</i>	<i>Complexometria com EDTA 0,0125M</i>
<i>Al</i>	<i>KCl 1 N (1:10)</i>	<i>Titulação com NaOH</i>
<i>P</i>	<i>Mehlich 1⁽¹⁾</i>	<i>Colorimétrico</i>
<i>K</i>	<i>Mehlich 1⁽¹⁾</i>	<i>Fotometria de chama</i>
<i>C</i>	<i>Ox./Dicromato</i>	<i>Colorimétrico⁽²⁾</i>
Cu	Mehlich 1⁽¹⁾	EAA
Cu	DTPA-TEA	EAA
Cu	Digestão Total Nítrica	EAA
Cu	Total Nitroperclórica	EAA

Notas: ⁽¹⁾ HCl 0,05N + H₂SO₄ 0,025N

⁽²⁾ Método colorimétrico de São Paulo

Análises grafadas em negrito realizadas pelo autor, demais análises por PREISLER, (2002).

4.9 DESCRIÇÃO DA COLETA E METODOLOGIA DE ANÁLISES DE PLANTAS

4.9.1 Diagnose Foliar

O trabalho de coleta e moagem das amostras foi realizado por PREISLER (2002), SALVADOR (2002) e SECCO (2003). Para a diagnose foliar dos níveis de Cu foram coletadas em 04 de março de 2002, 15 amostras por parcela de folha diagnóstica, constituída do terço médio da folha da base da espiga (1ª espiga de cima para baixo). Nesta oportunidade as plantas encontravam-se já 100% pendoadas e, portanto, no estágio fenológico R5-R6 segundo MALAVOLTA (1987).

As amostras de folhas foram acondicionadas em pacotes de papel devidamente identificadas, e colocadas em estufa, sem lavagem, sendo secadas à temperatura de 65 a 70° C por 48 horas, conforme recomendações adaptadas de MALAVOLTA (1997) e RAIJ (1991). Após secagem, retirou-se as nervuras centrais, o material foi submetido à moagem em moedor Fritsch Pulverizette a 1000 rpm. O material já moído foi peneirado em malha de 0,5 mm e acondicionado em embalagens plásticas devidamente identificadas. Este trabalho de preparo das amostras foi efetuado por PREISLER (2002) e SECCO (2003).

A digestão das folhas para determinar o elemento cobre se deu conforme JONES e CASE (1990), pesando-se 0,5 g da amostra em tubo de digestão e adicionando-se 5 mL de HNO₃ concentrado. Do extrato obtido na digestão nítrica foi extraído 1 mL, o qual foi completado até 10 mL (diluição 1:10). A leitura foi realizada em espectrofotômetro de absorção atômica (E.A.A.) Perkin-Elmer .

4.10 PRODUTIVIDADE DE GRÃOS

Segundo dados de PREISLER (2002), a colheita do milho foi realizada manualmente em 30 de abril e 01 de maio de 2002 quando a cultura encontrava-se com 126 dias desde a sua semeadura. Maiores detalhes sobre estes procedimentos podem ser encontrados na dissertação da autora. Dados reunidos no Apêndice 3.

4.11 ANÁLISE ESTATÍSTICA

As análises estatísticas foram realizadas para os valores extraíveis de Cu no solo e na planta. Realizou-se para cada profundidade a Análise de Variância (Anova 1 e 2) e Teste F (a 1% e 5%), sendo que as médias foram comparadas pelo Teste de Tukey ao nível de 5%.

Analizou-se as variâncias e as médias dos teores extraíveis de Cu no solo e na planta pelo programa MSTATC. PREISLER (2002) analisou os parâmetros edáficos pH CaCl_2 , pH SMP, Ca^{+2} , Mg^{+2} H, Al^{+3} H+Al e V% e a produtividade da cultura. Estes dados encontram-se nos apêndices 5 à 9.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 DILUIÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DO Cu PELO PROCESSO N-VIRO

A análise do lodo de dejetos de suínos relacionada na Tabela 11, refere-se a um material coletado em lagoa de decantação de dejetos de suínos, que assumiu-se apresentar concentrações de nutrientes semelhantes à amostra original utilizada no presente trabalho, a qual perdeu-se. Portanto, talvez o NureSoil utilizado no experimento e cujos teores de Cu estão presentes na mesma tabela, foi produzido acusando uma diminuição nos teores de Cu em relação aos dejetos de suínos, observada nos extratos obtidos pela extração nitroperclórica.

Tanto o lodo de dejetos de suínos utilizado como o biossólido obtido estão dentro dos limites de concentração de elementos-traço propostos por SULLIVAN (2000) para o Cu, definido em 1.500 mg kg^{-1} e em conformidade com U.S.EPA (1994). Ainda, o NureSoil obtido assemelha-se, em termos de concentração de Cu à sedimentos de ocorrência natural no EUA conforme descreve ATSDR (2002), que relata sedimentos com níveis de cobre na faixa de 50 mg kg^{-1} e assemelha-se também, da mesma forma, à media da crosta terrestre se comparado aos valores médios de 50 mg kg^{-1} à 100 mg kg^{-1} expostos por SITTIG (1976) e TISDALE (1985).

Da mesma maneira, ressalta-se que o NureSoil em relação aos teores de Cu, assemelha-se aos dejetos líquidos de suínos descritos por SEGANFREDO (1998), SEGANFREDO (1997) e KONZEN (1980) com teores totais variando de 11,7 a $42,7 \text{ mg kg}^{-1}$ com a vantagem de possuir maior teor de sólidos e melhor manuseabilidade em razão de seus aspectos físicos em conformidade com o que LOGAN e HARRISON (1995), SLOAN e BASTA (1995) obtiveram para lodo de esgoto tratado pelo mesmo processo, tendo efetiva utilização agrícola do ponto de vista físico citada por BURNHAM et al. (1992).

Do ponto de vista ambiental, portanto, o NureSoil obtido, enquadrar-se-ia na Classe A definida pelo CFR (Code of Federal Regulations) Seção 503 da Legislação Americana, constituindo-se num produto adequado para disposição no solo quanto ao teor de Cu.

É notável a redução do teor de cobre total do lodo de esgoto após ser submetido ao Processo N-Viro, exemplificada na Tabela 11 onde se observa que do

patamar de mais de 110 mg Kg⁻¹ reduziu-se para abaixo de 60 mg kg⁻¹ podendo-se considerar, na média dos resultados, uma diminuição de aproximadamente 40% no teor de cobre do lodo para o NureSoil.

TABELA 11 – TEORES TOTAIS DE COBRE NO LODO DE DEJETO CRU E NURESOIL EXPRESSOS EM BASE SECA (DIGESTÃO NITROPERCLÓRICA).

Descrição	Repetição	Cu mg kg ⁻¹	Média mg kg ⁻¹
NureSoil 5	1	54,48	57,23
NureSoil 5	2	60,65	
NureSoil 5	3	56,57	
NureSoil 3	1	39,46	47,64
NureSoil 3	2	53,65	
NureSoil 3	3	49,83	
Lodo de Dejeto	1	118,13	126,70
Lodo de Dejeto	2	125,48	
Lodo de Dejeto	3	136,49	

NOTA: NureSoil 5 e 3 - duas amostras compostas coletadas separadamente da caçamba.

Este fato pode ser devido à diluição do elemento no dejeto de suíno pela adição do material alcalino e à imobilização do cobre em função do pH mais alcalino da mistura e também pelo menor teor de água do produto resultante, diminuindo assim, a mobilidade do íon cúprico no sistema.

5.2 EFEITOS DA APLICAÇÃO SUPERFICIAL DO NURESOIL AO SOLO.

O lodo de dejeto analisado já tratado, possui concentração de Cu superior à verificada por SALLES (1999), em experimento conduzido na Fazenda da Universidade Federal do Paraná, no qual se obteve uma concentração de 110 mg kg⁻¹, inferior à do material utilizado por MIYAZAWA et al. (1996). Nos dois experimentos não se observou poluição ambiental decorrentes da utilização de biossólidos com tais teores de Cu; portanto, levando-se em consideração que as doses utilizadas por MIYAZAWA et al. (1996) e MARTINS et al. (2003), foram muito superiores as do presente experimento isso sinaliza uma utilização segura nas presentes condições experimentais.

5.2.1 Efeitos dos tratamentos nos teores de Cu do solo.

Talvez a baixa precipitação observada (o período chuvoso foi anormal) no decorrer do experimento não tenha sido suficiente promover a solubilização do bio sólido de dejetos de suínos e o carregamento do cobre para o interior do solo.

Outro argumento favorável é o fato de que as doses de bio sólidos aplicadas no presente experimento serem baixas se comparadas com as aplicadas por LUCCHESI (1997), citado por SECCO (2003), no tocante ao íon Zn, trabalho no qual não se detectou contaminação ambiental. Analogamente ao Cu, do presente estudo ressalta-se que o Cu e o Zn metal possuem alta afinidade pela matéria orgânica conforme explana MIYAZAWA et al. (1996) e reforça (KABATA-PENDIAS & PENDIAS, 1985). Por isso talvez o fato de as concentrações de cobre parcialmente extraíveis do solo em questão serem baixas.

A precipitação foi 30% inferior para este período, quando comparada com as médias dos últimos seis anos (1996-2001). A precipitação pluvial ocorrida foi de 540 mm (Figura 4), conforme SIMEPAR (2002) e, possivelmente, insuficiente para permitir a desagregação dos torrões de NureSoil aplicados (PREISLER, 2002).

Um aspecto que poderia explicar a não observância de diferenças significativas entre os tratamentos teria sido a própria amostragem, talvez fosse necessária uma maior estratificação em camadas de um cm de espessura segundo PREISLER (2002) que não encontrou diferença estatística entre as doses de NureSoil aplicadas e a influência sobre os parâmetros pH CaCl₂, pH SMP, Ca, Mg H, Al⁺² H+Al e V%.

Desta forma, preliminarmente, pode-se assumir que tal comportamento seja idêntico em relação aos teores de cobre no solo, visto que sua disponibilidade é grandemente influenciada pela variação do pH e a competição específica com o Ca.

Utilizou-se o teste de Bartlett para demonstrar a homogeneidade das médias através do índice χ^2 . Observou-se que as médias são homogêneas para os teores foliares de Cu e teores edáficos de Cu, para os métodos DTPA e Mehlich-1

A análise de variância demonstrou não haver diferença estatística significativa entre os tratamentos. Mesmo assim, realizou-se o teste de Tukey, no qual se confirmou o resultado acusado pela análise de variância.

Os coeficientes de variação (C.V.) foram baixos para o teor de Cu extraível no solo em todos os tratamentos, variando de 14,53 a 27,22% (Tempo 1 e Tempo 2)

para os extratores DTPA e Mehlich-1, podendo ser visualizados nos Apêndices 5 à 9 bem como, o Qui-quadrado não significativo para todas as profundidades.

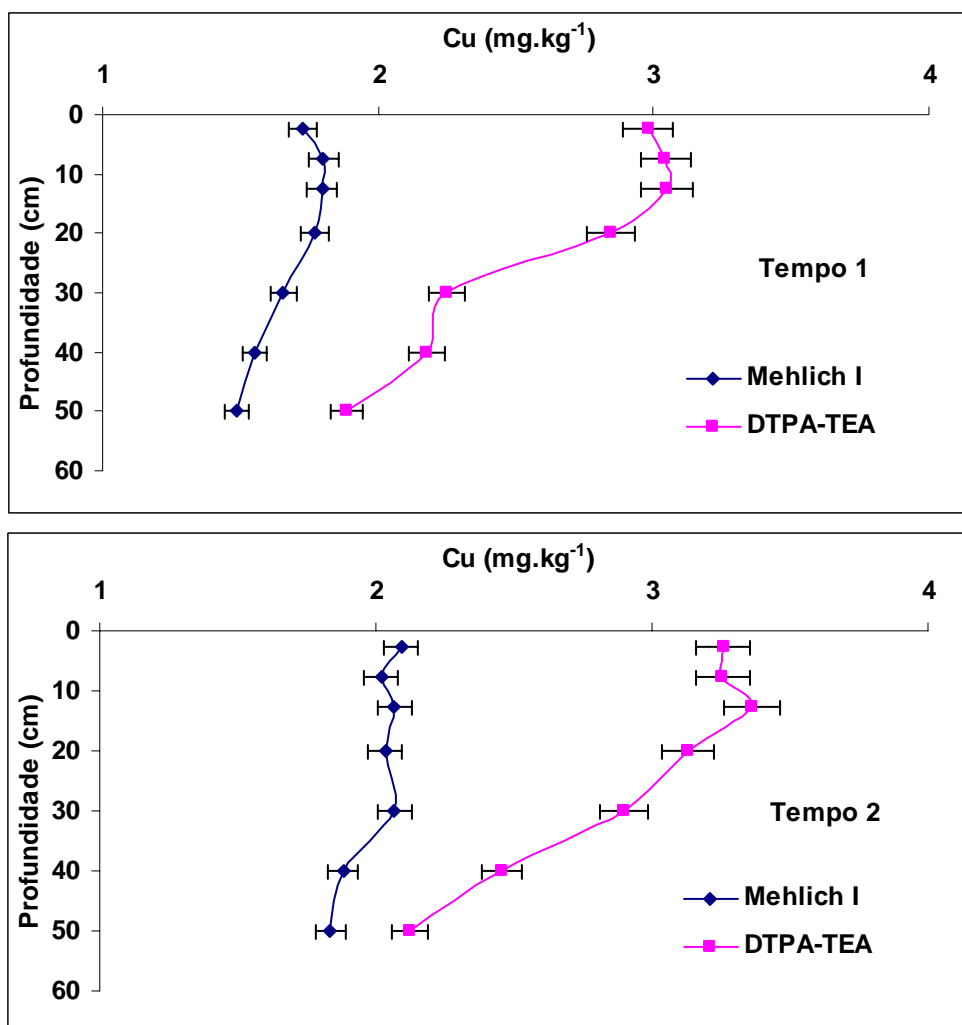
A baixa mobilidade de Cu no solo foi comentada por MIYAZAWA et al. (1996). Pois, o Cu como metal de transição, apresenta alta afinidade (alta constante de estabilidade) com os compostos orgânicos, tais como ácido húmico, ácido fúlvico e ácidos orgânicos do solo. O fato de complexar-se com as macromoléculas do solo como os ácidos húmicos, pode tornar a lixiviação do cobre no solo praticamente nula principalmente em solos oxidícos, o que não é o caso do presente estudo.

Um aspecto crucial para o entendimento da indisponibilidade do Cu em biossólidos obtidos a partir do Processo N-Viro é o fato de este processo alcalinizar os biossólidos tratados a pH 12 (BURNHAM et. al.1992) e também, segundo LUCCHESI (1997), proporcionar efeito de diluição e indisponibilização do Cu por complexação, adsorção e precipitação. Devido a estes fatores, confirmou-se o esperado para o elemento Cu e outras propriedades intrínsecas a este metal, presentes no biossólido, que apresentou o mesmo tipo de comportamento quando de seu processamento por este processo de tratamento alcalino, conforme explanou SECCO (2003) para o elemento Zn.

Os teores extraíveis de Cu no solo obtidos no presente trabalho relatados na Figura 6, onde observa-se valores extraíveis menores que 4 mg kg^{-1} , mostraram-se inferiores aos de POCOJESKI et al. (2004) oriundos da aplicação de esterco líquido de suínos em cambissolos e argissolos de SC, com teores médios extraíveis de 8 mg kg^{-1} .

Isto em parte comprova que a tecnologia de tratamento utilizada no dejetos de suíno é eficiente para redução da disponibilidade de cobre no solo, embora o teor do metal provavelmente aumentaria com a utilização de cultivos sucessivos, o que não foi realizado neste experimento.

FIGURA 6 - TEORES DE COBRE DO SOLO EXTRAÍDOS POR MEHLICH-1 E DTPA-TEA – MÉDIA DE 4 REPETIÇÕES DE TODOS OS TRATAMENTOS NOS TEMPOS 1 E 2.



5.2.2 Teores de Cu extraídos do solo por MEHLICH-1 E DTPA-TEA.

Observando-se as Figura 7 e 8 abaixo, verifica-se que os teores extraíveis pelos dois extratores mencionados não ultrapassam 4 mg kg^{-1} sendo inferiores quando comparados aos obtidos por LUCCHESI (1997), que variaram entre 97,5 e $152,5 \text{ mg kg}^{-1}$, onde não foi constatada lixiviação do Cu nas colunas do experimento conduzido pelo autor.

Portanto, os dados obtidos são concordantes com LUCCHESI (1997), no que se refere ao comportamento do metal no perfil do solo, havendo uma diminuição de sua concentração diretamente proporcional à profundidade, sendo as concentrações observadas, localizadas abaixo das tidas como de alerta para solos definidas por CETESB (2001) (100 mg kg^{-1} para o cobre).

Observa-se que os maiores teores de Cu do solo foram extraídos com o DTPA, nos tratamentos DIII (2 Mg ha^{-1}) e DIV ($0,75 \text{ Mg ha}^{-1}$). Observou-se o decréscimo do teor de Cu com o aumento da profundidade, em função da diminuição do teor de matéria orgânica.

FIGURA 7 TEORES DE COBRE POR TRATAMENTO, EXTRAÍDOS POR MEHLICH-1 E DTPA-TEA – MÉDIA DE 4 REPETIÇÕES NO TEMPO 1.

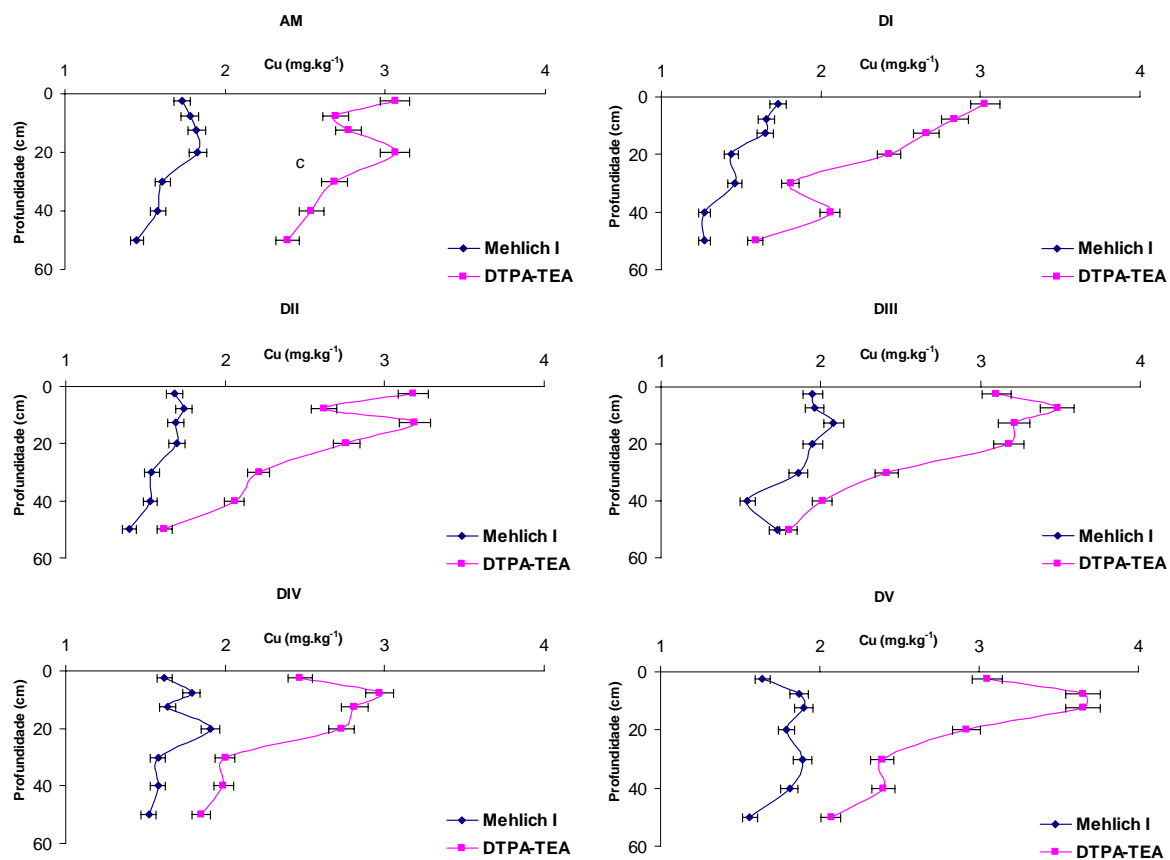
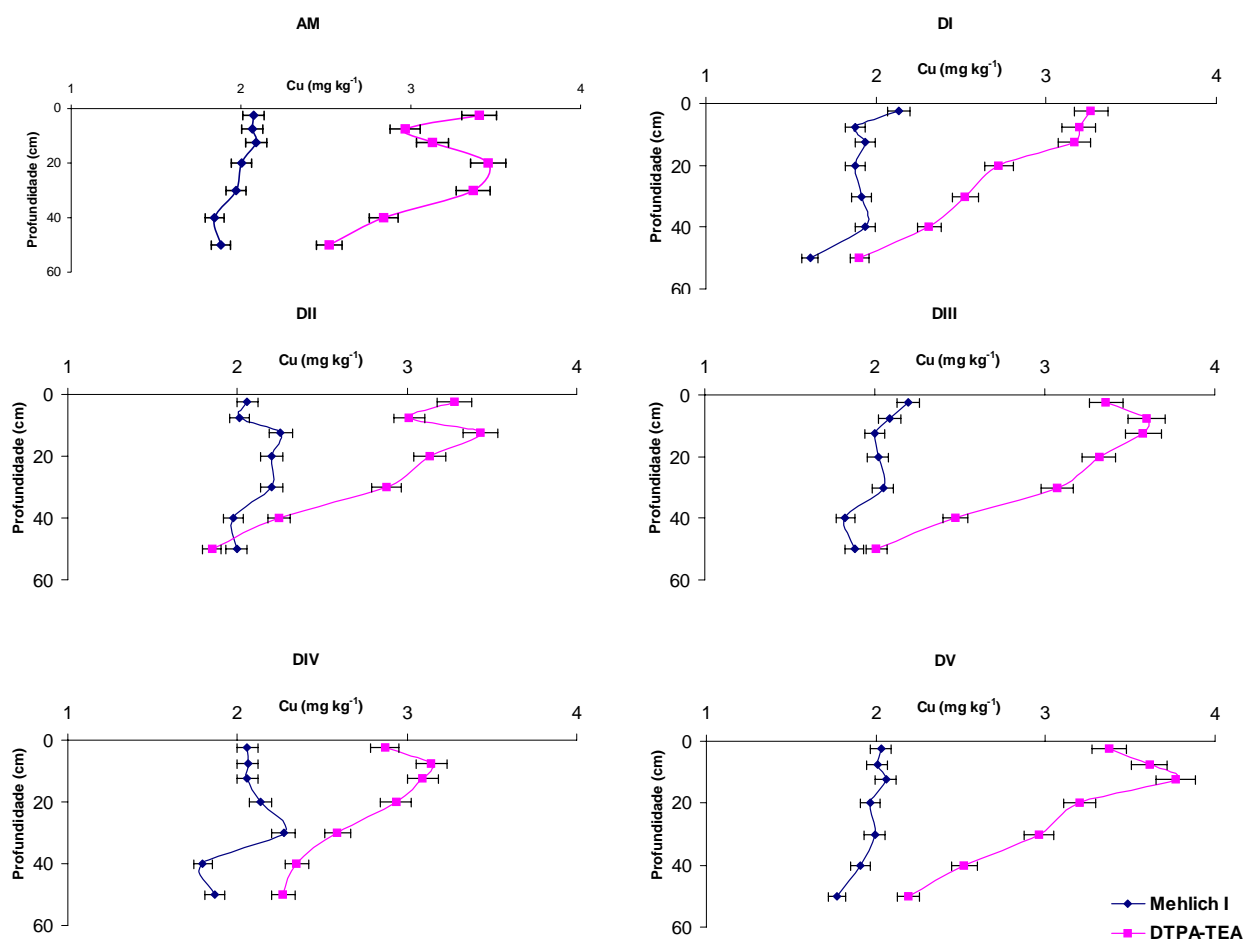


FIGURA 8 TEORES DE COBRE POR TRATAMENTO EXTRAÍDOS POR MEHLICH-1 E DTPA-TEA – MÉDIA DE 4 REPETIÇÕES NO TEMPO 2.



As Figura 9 e 10, tanto no Tempo 1 como no Tempo 2 evidenciam não haver diferença estatística entre os tratamentos para o teor de cobre em todas as profundidades, para os dois extratores utilizados. Uma das razões para tal, pertinente às condições experimentais, é o fato de que o produto NureSoil apresentou-se na forma de grânulos grosseiros, como já citado anteriormente – o que torna mais lenta a dissolução do bio-sólido e sua incorporação ao solo. A esta razão também se soma o fato de que o período de cultivo de 4 meses e a pouca precipitação contribuíram para a não desagregação dos torrões.

As Figura 9 e 10, abaixo ilustram esse comportamento do metal no solo exibindo a média do teor de Cu (4 repetições) por camada de amostragem. Os dados referentes aos teores de Cu edáficos encontram-se arrolados nos Apêndices 10 a 13. Estes dados demonstram que, apesar de estatisticamente não ter havido diferença, a concentração extraível do cobre no solo não atinge níveis que caracterizem poluição ambiental para o presente estudo.

FIGURA 9 TEORES DE COBRE EXTRAÍDOS POR MEHLICH-1 E DTPA-TEA POR PROFUNDIDADE- MÉDIA DE 4 REPETIÇÕES DE TODOS OS TRATAMENTOS NO TEMPO 1.

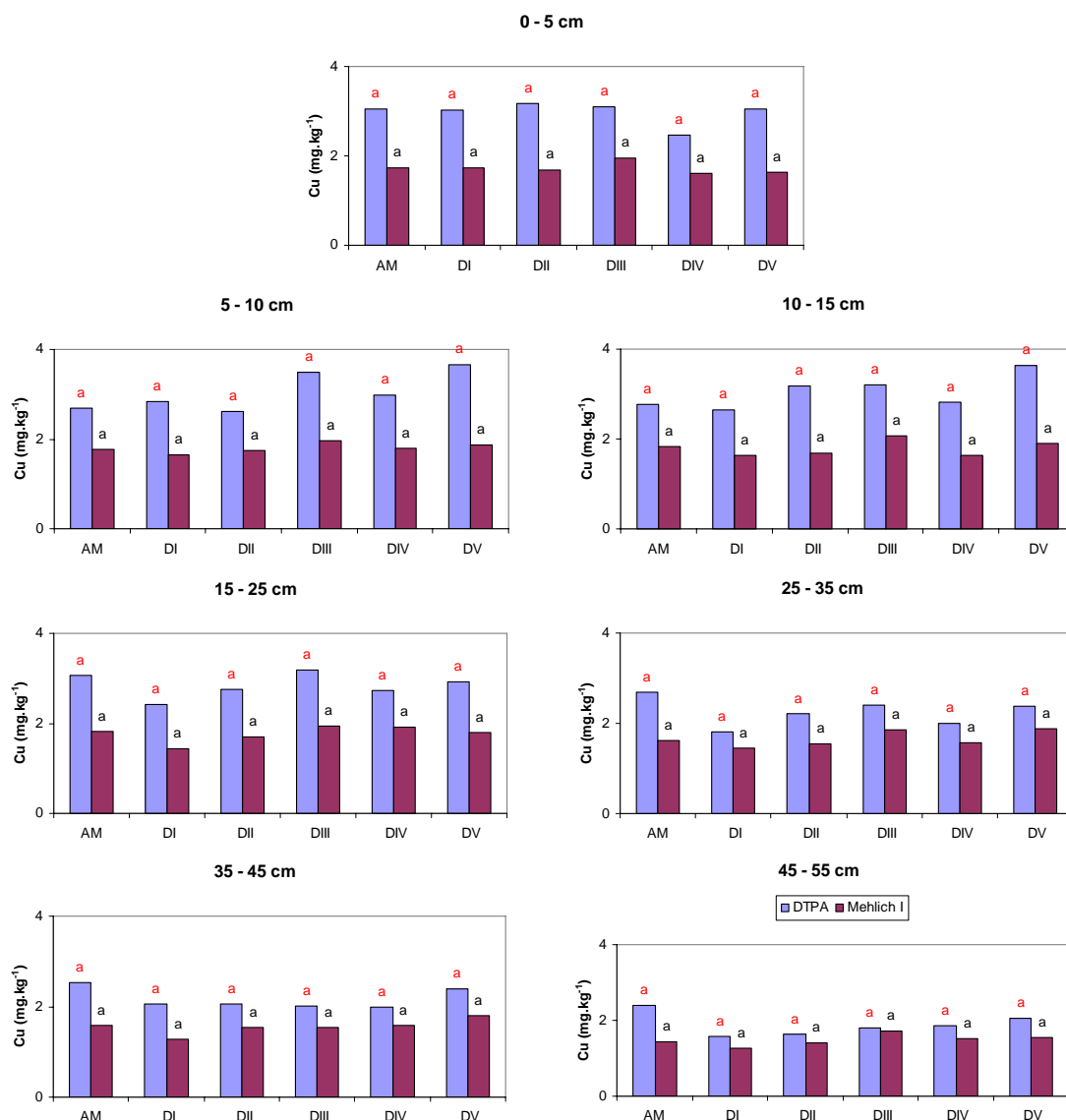
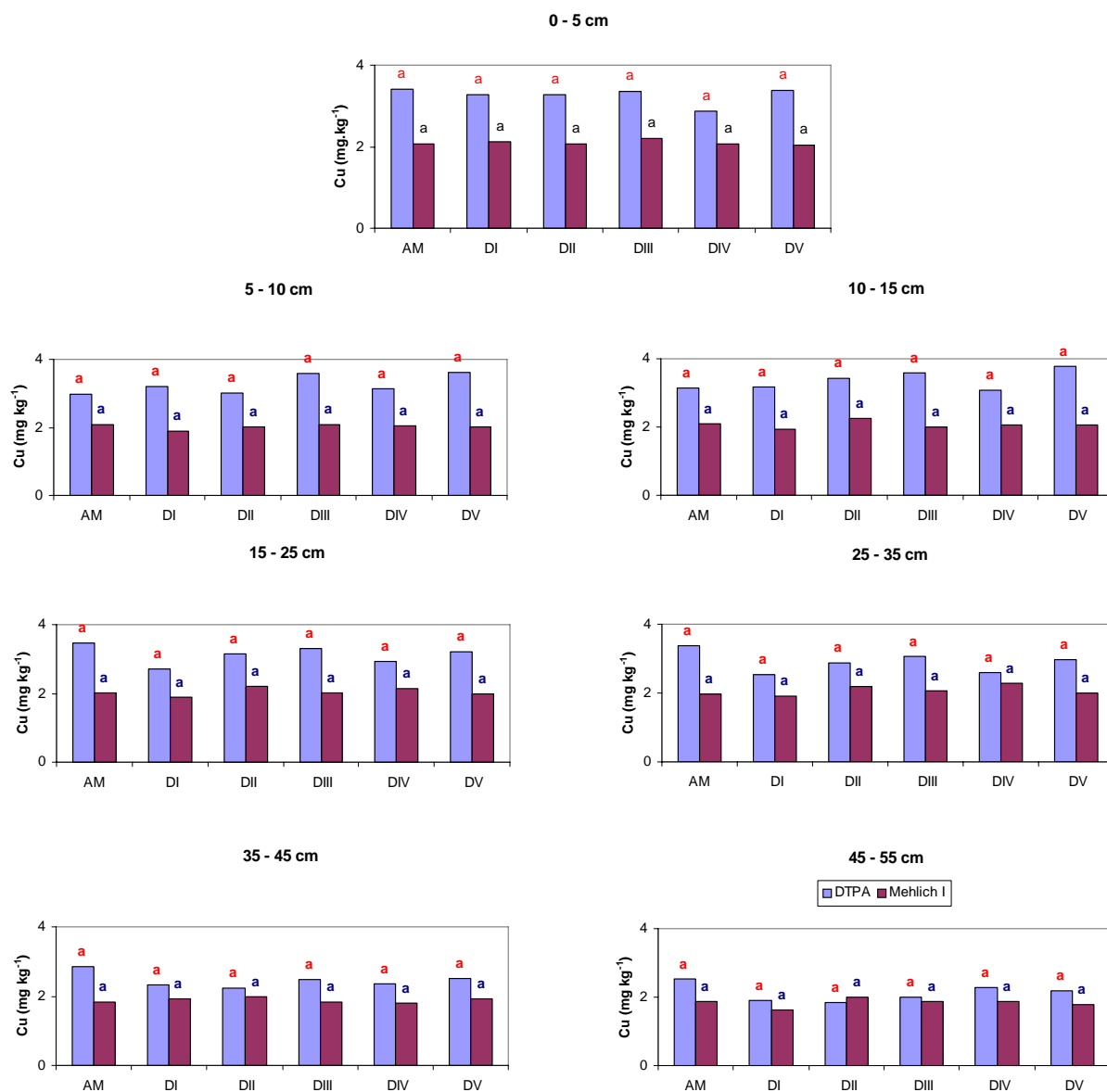
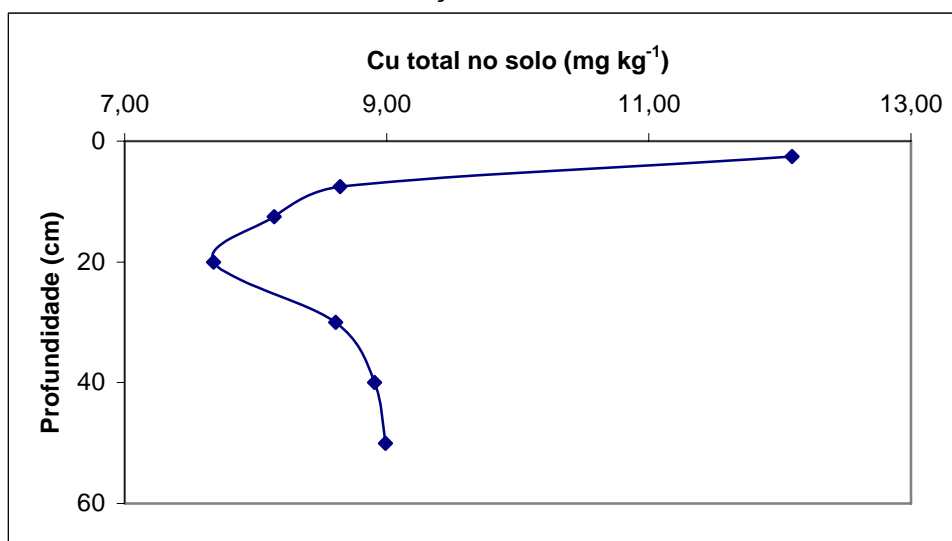


FIGURA 10 TEORES DE COBRE EXTRAÍDOS POR MEHLICH-1 E DTPA-TEA POR PROFUNDIDADE- MÉDIA DE 4 REPETIÇÕES DE TODOS OS TRATAMENTOS NO TEMPO 2.



Obs.: Tratamentos seguidos da mesma letra não diferem estatisticamente para o Teste de Tukey a 5 % de probabilidade. Letras de cores diferentes indicam a realização da análise estatística de forma independente para cada extrator.

FIGURA 11 TEORES TOTAIS DE Cu DO SOLO (DIGESTÃO NITRO-PERCLÓRICA) DA PARCELA 14 DO EXPERIMENTO, MEDIA DE 4 REPETIÇÕES.



Os dados apresentados na Figura 11 acima, mostram teores totais de Cu no solo variando entre 12,09 e 7,68 mg kg⁻¹, o que se pode constatar mais detalhadamente no Apêndice 4. Estes teores totais sugerem que o solo do local do experimento, ou seu material de origem, seja pobre em Cu, o que de fato pode se esperar de um cambissolo oriundo de rochas sedimentares e cujos valores totais concordam com TISDALE (1985), que atribui a essas rochas teores de cobre entre 4 e 45 mg kg⁻¹.

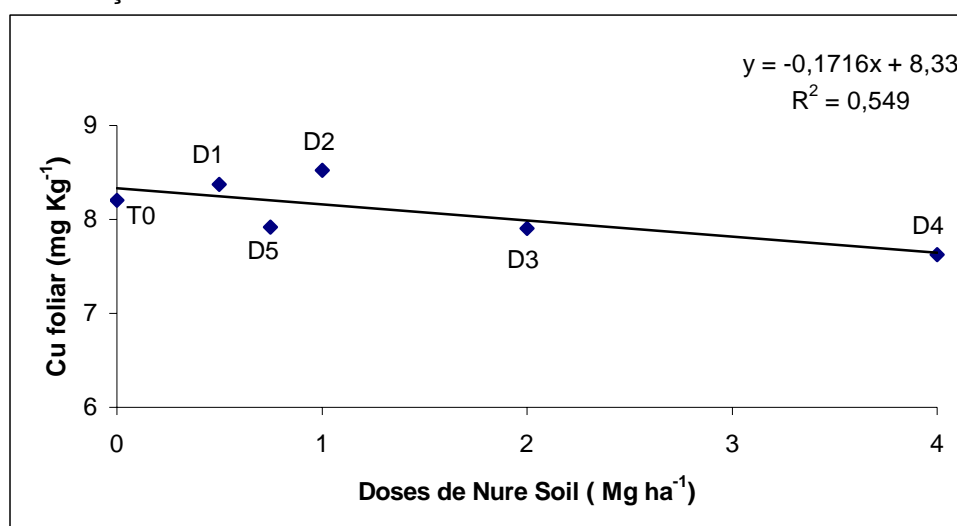
5.3 EFEITOS DA APLICAÇÃO SUPERFICIAL DO NURESOIL NO TEOR FOLIAR

A maioria das curvas apresentadas não evidenciam qualquer tendência de redução dos teores de cobre foliares com o aumento das doses de biofóssido de dejetos de suínos aplicadas superficialmente. Muito embora, conforme LOGAN et al. (1997), o efeito imobilizador de metais seja mais acentuado quando altas doses de lodo de esgoto são incorporadas aos solos. Nesses casos, a matriz do lodo, com uma capacidade muito maior de adsorção, é que regula a disponibilidade do metal. Isso está exemplarmente demonstrando pela Figura 12, quando as características do biofóssido predominam sobre as características do solo no que tange à disponibilidade de nutrientes.

Apesar de o índice de correlação não significativo ($r^2 = 0,549$) a Figura 12, apresenta uma curva descendente na direção de aumento das doses de NureSoil aplicadas, levando a uma tendência de diminuição do teor foliar de Cu no milho com

o aumento das doses de NureSoil. As concentrações foliares de Cu no tecido vegetal analisado no presente estudo, estão dentro do estabelecido pela CETESB (2001), e inferiores aos limites críticos estabelecidos por SILVA (1999) e semelhantes aos resultados obtidos por PIMENTA et al. (2004) utilizando dejetos de suínos.

FIGURA 12 CORRELAÇÃO ENTRE COBRE FOLIAR E DOSES DE NURESOIL- MÉDIA DE 4 REPETIÇÕES.



Os dados apresentados na Figura 13, permitem comparar os teores foliares e edáficos de Cu extraídos por DTPA, quando obteve-se baixos índices de correlação para estes parâmetros.

Desta forma, visualiza-se que os índices r^2 variaram entre 0,0039 para a profundidade de 25 a 35 cm e 0,0258 para a profundidade de 0 a 5 cm. Há uma certa tendência de os teores extraíveis das camadas superiores do solo apresentarem índices de correlação mais elevados se comparados ao Cu foliar, talvez pela influência da matéria orgânica do solo, mais abundante superficialmente.

Visualizando-se a Figura 14 e comparando-se os teores foliares e edáficos de Cu, também obteve-se baixos índices de correlação para estes parâmetros para todas as profundidades com o extrator Mehlich-1, exceto para a profundidade 35-45 cm, a qual possui um r^2 de 0,6849. Este comportamento diferenciado da curva de tendência a profundidade 35-45 cm seria um fato isolado, se não fosse em parte concordante com DOWDY (1994) que observou movimento de Cr e Cu na profundidade de 0,45 a 0,6 m em local com aplicação de lodo de esgoto por 17 anos seguidos.

FIGURA 13 CORRELAÇÃO ENTRE TEORES DE Cu EXTRAÍDOS POR DTPA DE DIFERENTES PROFUNDIDADES DO SOLO E TEORES DE Cu FOLIARES DO MILHO, MÉDIA DE 4 REPETIÇÕES.

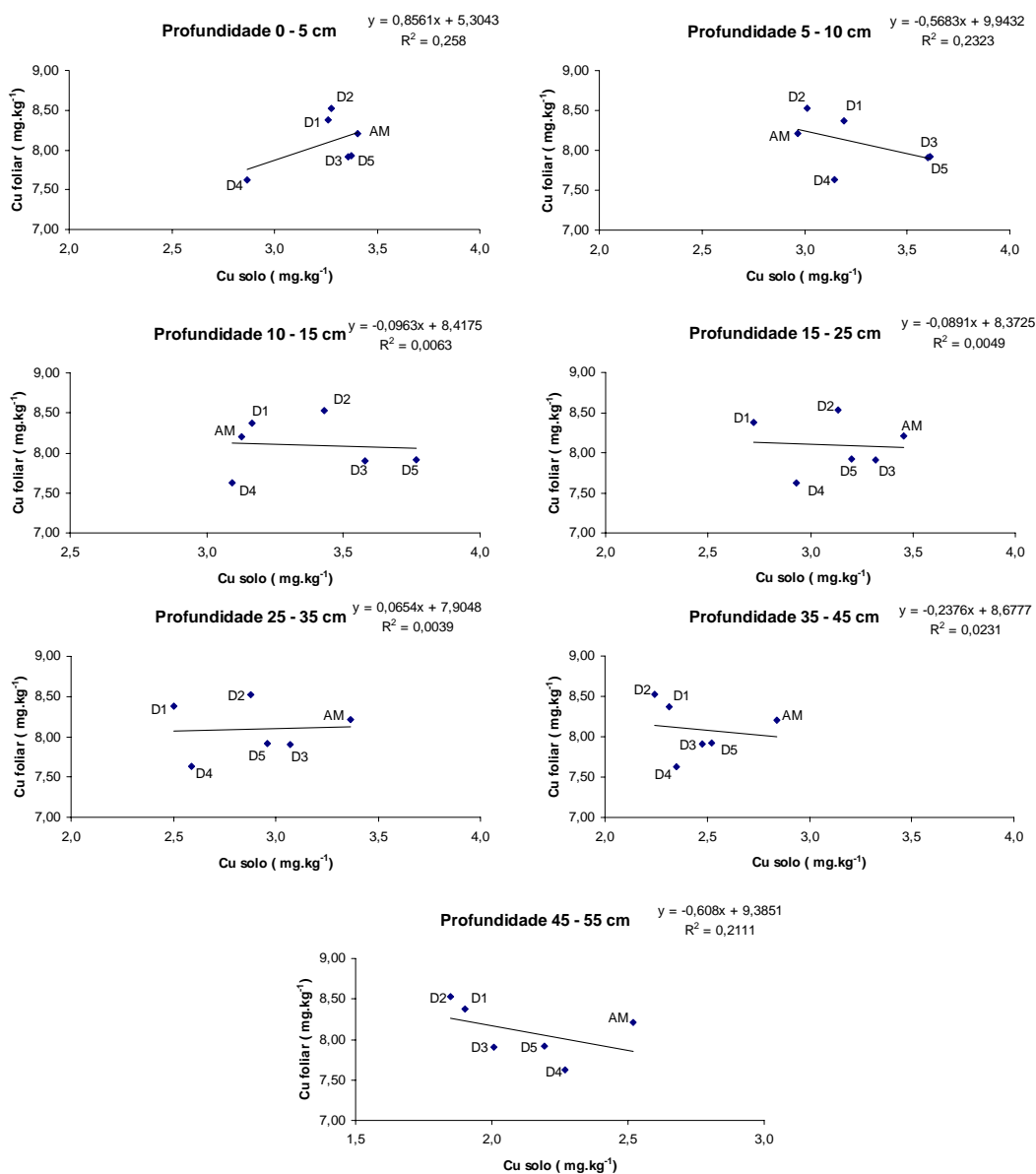


FIGURA 14 CORRELAÇÃO ENTRE TEORES DE Cu EXTRAÍDOS POR MELICH I DE DIFERENTES PROFUNDIDADES DO SOLO E TEORES DE Cu FOLIARES DO MILHO, MÉDIA DE 4 REPETIÇÕES

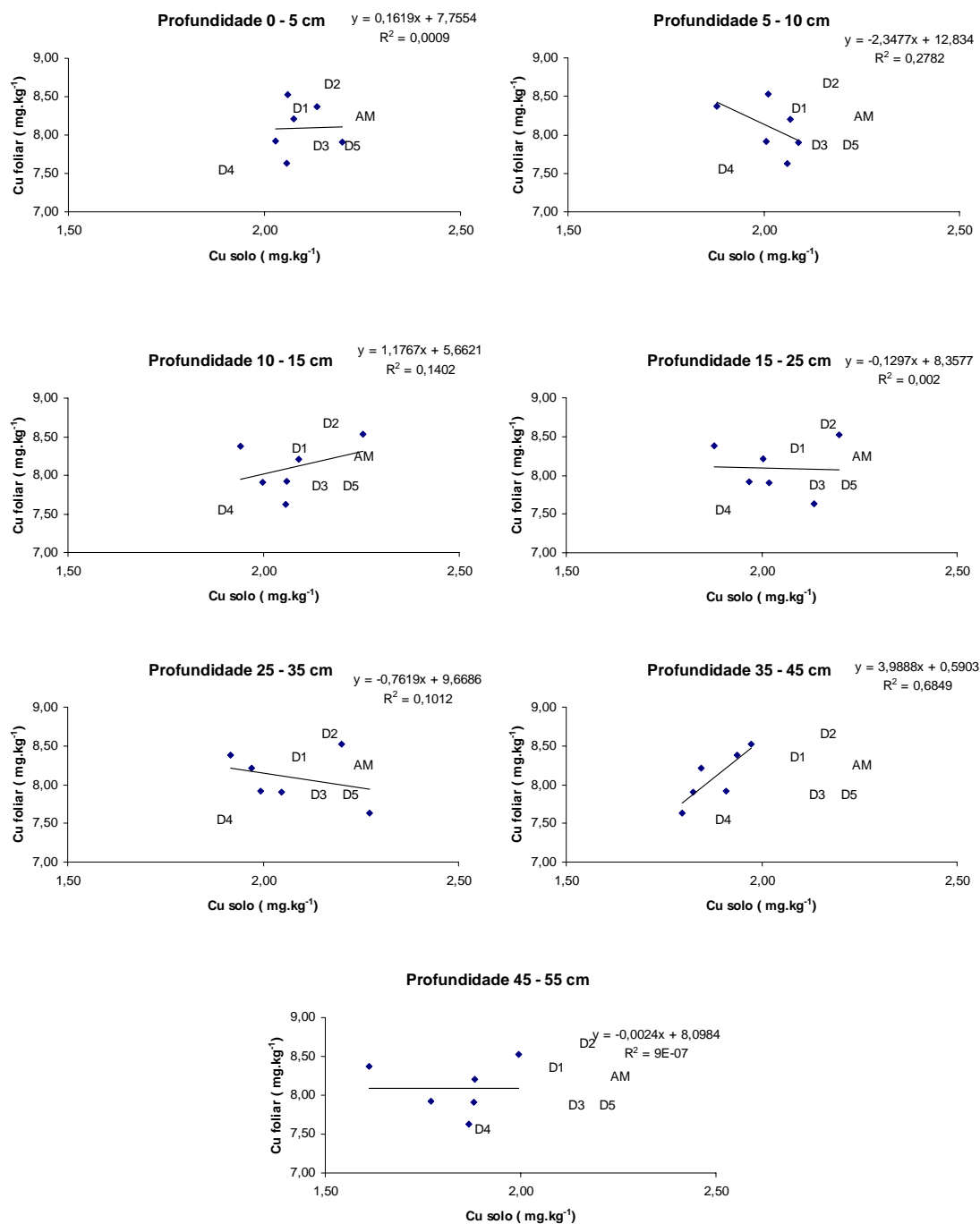
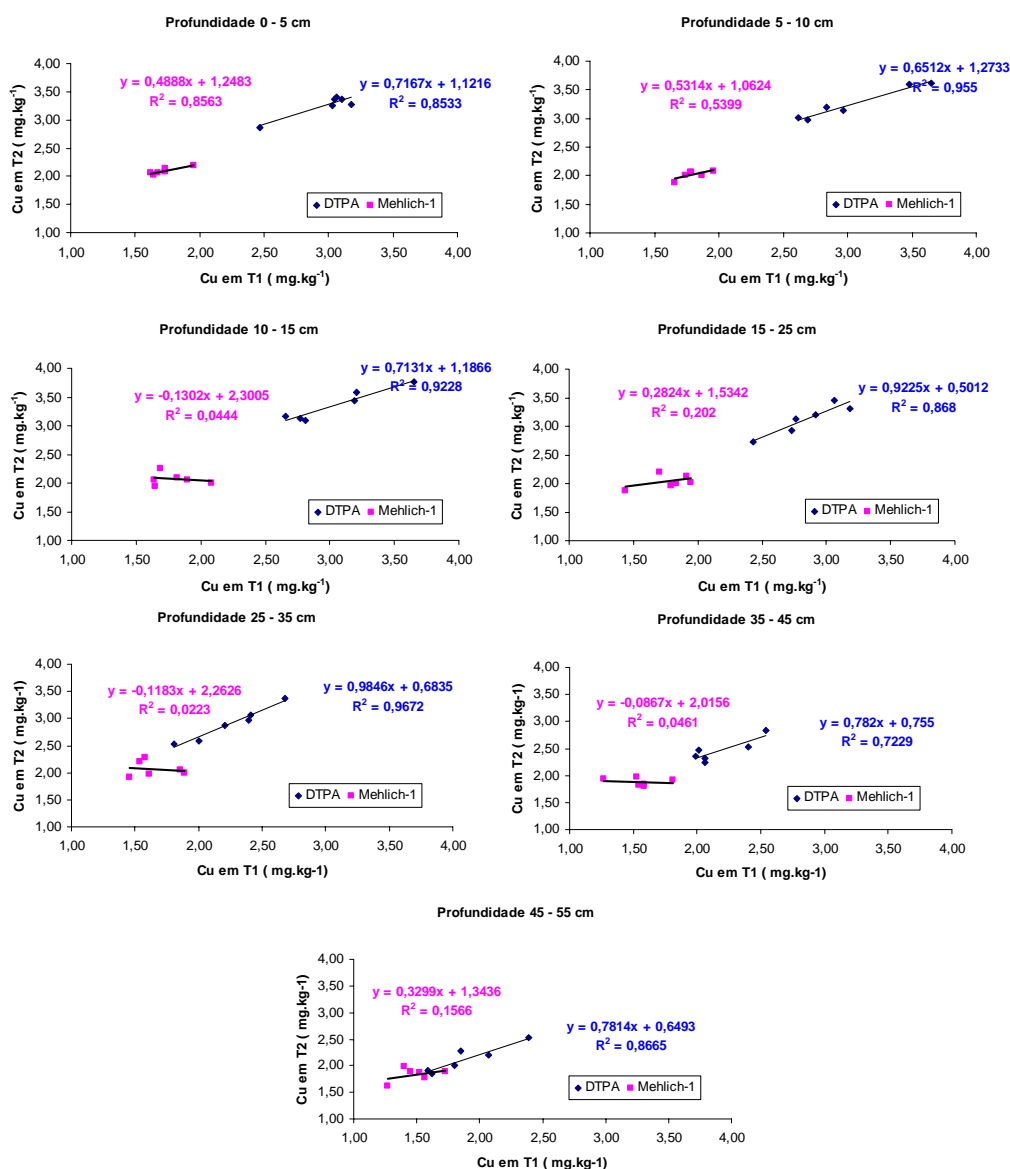


FIGURA 15 CORRELAÇÃO ENTRE TEORES DE Cu EXTRAÍDOS NO TEMPO 1 E TEMPO 2 POR MELICH I E DTPA POR PROFUNDIDADE, MÉDIA DE 4 REPETIÇÕES



Analisando-se os dados mostrados na Figura 15 acima, tem-se uma maior correlação entre os teores de Cu extraíveis por DTPA antes e depois da instalação do experimento, do que para os teores extraíveis por Mehlich-1. No caso do extrator DTPA o **menor** índice de correlação observado foi 0,7229 para a profundidade de 35 a 45 cm. Já para o extrator Mehlich-1, com exceção da profundidade de 0 a 5 obteve-se baixos índices de R^2 , variando entre 0,8563 e 0,202.

Desta forma, houve um comportamento diferenciado dos extratores no cultivo de milho, em relação ao teor de Cu. Houve uma pequena diferença entre os

teores extraíveis pelos dois métodos, sendo que os maiores teores foram determinados pelo extrator DTPA identificados nos tratamentos que receberam as doses maiores de dejetos de suíno. Vale lembrar que os valores extraíveis por Mehlich-1, conforme observou-se nas Figuras 7 e 8, permaneceram praticamente inalterados antes e após o experimento, sendo que os teores extraídos por DTPA tiveram ligeiro aumento.

Se não tivesse havido os contratempos com o regime pluviométrico e com a granulometria do bio-sólido utilizado, poder-se-ia inferir que a maior extração de Cu pelo DTPA provavelmente estaria relacionada ao aumento da atividade microbiana do solo e liberação de ácidos fúlvicos e húmicos, agentes complexantes, com os quais o Cu tem alta afinidade (KABATA-PENDIAS E PENDIAS, 1985).

Segundo SHUMAN (1988), a adição de material orgânico no solo, como o dejetos de suíno, proporciona um aumento da atividade dos microrganismos, que por sua vez, secretam no solo maiores quantidades de agentes complexantes. Devido à alta afinidade do Cu pelos complexos orgânicos do solo (SPOSITO et al., 1982), apenas o complexante DTPA pode ter respondido a essa afinidade pela sua capacidade de extração do Cu ligado aos complexos orgânicos, extraíndo assim, maiores quantidades desse elemento que o extrator Mehlich-1.

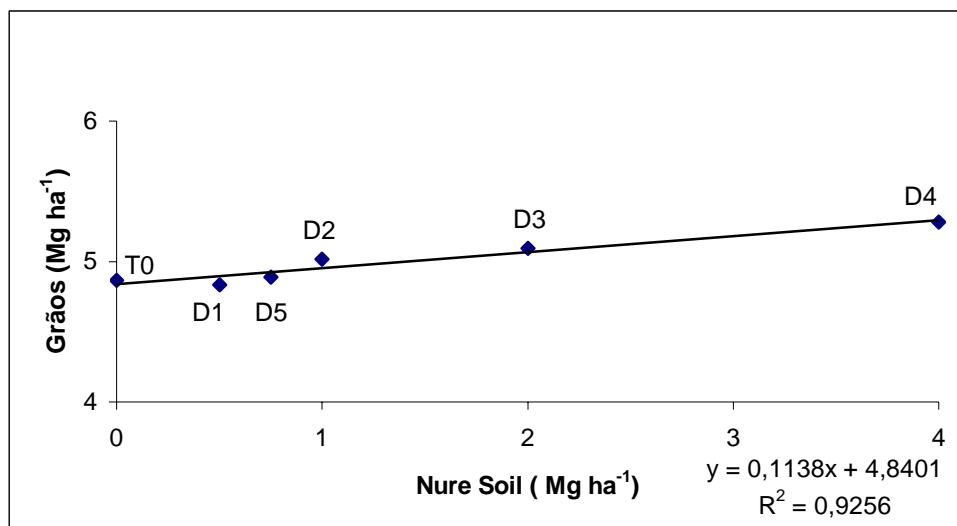
5.4 PRODUTIVIDADE DA CULTURA DO MILHO

A produtividade do milho, apesar não significativa estatisticamente, apresentou tendências de aumentar do tratamento adubação mineral (AM = 4864 kg grãos ha⁻¹) até DIV (5280 kg grãos ha⁻¹) apresentando um incremento de 416 kg ha⁻¹ PREISLER (2002). (Apêndice 3) Observou-se que o tratamento DV alcançou-se produtividade de 4889 kg grãos ha⁻¹ semelhante à testemunha, que recebeu adubação recomendada para a cultura na região produzindo 4864 kg grãos ha⁻¹. Isto pode ser um indicativo da capacidade do NureSoil substituir os fertilizantes tradicionais.

Por regressão linear obteve-se boa correlação entre as doses de NureSoil aplicadas e a produtividade em grãos, conforme ilustra a Figura 16. Se houvesse qualquer indício de fitotoxidez do cobre em relação à produtividade mais

detalhadamente discutida por PREISLER (2002) e SECCO (2002) para outros elementos, certamente em relação a este íon a produtividade poderia não apresentar este comportamento, para as condições experimentais.

FIGURA 16 EFEITO DE DOSES CRESCENTES DE NURESOIL NA PRODUTIVIDADE DO MILHO (CV. SHS 5050)



FONTE: PREISLER (2002)

A baixa produtividade média obtida no experimento (4996 kg ha⁻¹) quando comparada aos dados de SÁ (1993) que obteve produtividade de milho de 7248 kg ha⁻¹ em áreas de plantio direto, na região dos Campos Gerais do Paraná e os dados da própria fazenda, segundo YAMAGUCHI (2001), provavelmente seria atribuída à época tardia em que a cultura foi implantada e também da pouca resposta do híbrido selecionado. Os autores PREISLER (2002) e SECCO (2003) atribuíram a baixa produtividade da cultivar aos fatores climáticos adversos por ocasião da condução da lavoura e à granulometria do bio sólido utilizado.

Entretanto, os dados obtidos por GUADAGNIN et al. (2002) no Rio Grande do Sul com a mesma variedade, levanta a questão de que talvez a produtividade alcançada no experimento, esteja dentro da média para o híbrido utilizado, visto que observou-se produtividade mínima de 2.570 kg ha⁻¹ na localidade de Cruz Alta RS. Desta forma, o desempenho do híbrido poderia estar dentro do normal para seu potencial genético e os fatores tidos como intervenientes no experimento talvez poderiam ter sua importância amenizada.

6 CONCLUSÕES

As concentrações de cobre, tanto foliar como edáfico estão dentro dos limites considerados aceitáveis pela literatura e pelo próprio comportamento do cobre no solo, sua interação com a matéria orgânica e sua disponibilidade em solos com pH próximo da neutralidade (solos agrícolas que recebam calagem) não devendo caracterizar risco de contaminação ambiental.

As concentrações foliares de Cu que tenderam a diminuir com o aumento das doses de NureSoil comprovam a capacidade deste produto de imobilizar o íon pela ação da diluição em termos de volume, interação com a matéria orgânica do biossólido e pela competição com o Ca e Mg advindo de seu processamento, bem como pela elevação do pH do solo provocada pelas condições de cultivo em plantio direto para uma faixa na qual a disponibilidade do Cu é menor.

Nas condições experimentais referidas neste documento, que o uso do biossólido de dejetos de suínos tratado experimentalmente pelo processo N-Viro em Palmeira - PR não constitui fonte de poluição ambiental nem sua aplicação demonstrou indícios de fitotoxicidade para o elemento cobre na cultura do milho baseando-se nos dados analíticos obtidos para o perfil de solo analisado.

Houve maior correlação entre os teores de Cu extraídos por DTPA do que por Mehlich-1 do solo amostrado antes e após o experimento. Isto poderia indicar que o extrator DTPA é o mais indicado para a avaliação da disponibilidade de Cu relacionada à utilização de biossólidos de suíno nas condições de campo apresentadas.

O risco de fitotoxicidade e contaminação ambiental para o elemento Cu nas condições experimentais observadas tende a ser reduzido, uma vez que os teores de Cu biodisponíveis para o milho apresentam-se dentro das faixas consideráveis normais pela literatura, o mesmo sendo válido para os teores deste elemento presentes no solo.

REFERÊNCIAS

- ABREU, C.A.; ABREU, M.F.; BERTON, R.S. Análise química de solos para metais pesados. In: **Tópicos Ciências Do Solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2002. v.2, p.1-48.
- ANJOS, A. R. M. **Lixiviação de espécies químicas em Latossolo sucessivamente tratados com bio sólido e disponibilidade de metais pesados para plantas de milho. Tese** (Doutorado em Agronomia) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, SP. 1999. 191 p.
- ATSDR - Agency for Toxic Substances and Disease Registry U.S. Department of Health and Human Services. **Toxicological Profile for Copper**. Public Health Service. Agency for Toxic Substances and Disease Registry September 2002. Disponível em <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp132.pdf>. Acesso em: 12jun2004. páginas 95-98. 295 p.
- BAKER, D.E. **Copper**: soil, water, plant relationships. Federation Proceedings. 33:1188-93,1974.
- BARTZ, H. R.; BISSANI, E. E.; SCHERER, E. E.; TASSINARI, G.; SIQUEIRA, O. J. W.; FELTRACO, L; WITHOLTER, S. **Recomendações de adubação e de calagem para os estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina**. 3 ed. Passo Fundo. SBSCS - Núcleo Regional Sul, 1995. 224p.
- BERTONCINI, E. I. Mobilidade de metais pesados em solos tratados com lodo de esgoto. **Dissertação** (Doutorado em Agronomia) – Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, SP. 1997. 90 p.
- BIGARELLA, J. J. Nota explicativa da folha geológica de Quero-quero. **Boletim da Universidade Federal do Paraná**, n. 19. Novembro, 1966. 21 p.
- BOWEN, J.E. Absorption of copper, zinc and manganese by sugarcane tissue. **Plant Physiology**, Lancaster, 44:255-61, 1969.

BURNHAM, J. C.; HATFIELD. N.; BENNETT, G. F.; LOGAN, T. J. Use of kiln dust with quicklime for effective municipal sludge pasteurization and stabilization with the N-VIRO Soil Process. In: WALKER. JFL HARDY, T. B.; HOFFMAN. D. C. J.; STANLEY, D. D. **American Society for Testing and Materials**. Philadelphia: ASTM. 1992. p. 128-141.

BUSSLER, W. Physiological function and utilization of copper. In: J. F. Loneragan, A. D. Robson, and R. D. Graham (Ed.) **Copper in Soils and Plants**. Academic Press, London. 1981. p. 213-234.

CANTARELLA, H.; RAIJ, B. van; QUAGGIO, J. A. Situação da análise de solo e planta no Brasil. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DE SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS, 21., 1994, Petrolina. Anais.... Petrolina: EMBRAPA-CPATSA-SBCS, 1995. p. 9-33.

CARGILL. Fundação Cargill: **Curso de Atualização em Fertilidade do Solo**. Ilha Solteira – SP. 18 a 22 de maio de 1987. 418 p. pág. 49

CETESB. Aplicação de lodos de sistemas de tratamento biológico em áreas agrícolas- Critérios para projeto e aplicação. **Manual técnico**. São Paulo, 1999. 32p.

CETESB. Relatório de estabelecimento de valores orientadores para solos e águas subterrâneas no Estado de São Paulo. São Paulo: CETESB 2001. Disponível em <<http://www.cetesb.sp.gov.br>> Acesso em: 11 ago. 2001. 232 p. p.73

CHYNOWETH, D. P; A. WILKIE C.; OWENS J. M. Anaerobic Processing of Piggery Wastes: A Review. 1998 ASAE Annual International Meeting. **Proceedings** Orlando, Florida July 11-16, 1998.

CLAPP, C.E.; LARSON, W.E. E DOWDY, R.H. (EDS) Sewage Sludge: land utilization and the environment. Madison, WI, USA: ASA/CSSA/SSSA, 1994 p 27-317

CODEPAR: UFPR. **Folha geológica de Quero-quero**, Paraná, BR. Escala 1:50 000 Coordenação J.J. Bigarella, 1965.

DAVIDSON, K. D., WESTERMANN, P. W., SAFLEY, L. M. & BARKER, J. C. **Relative odor levels from swine production facilities and lagoons**. Seventh

Intern. Symp. on Ag. and Food Processing Wastes (ISAFPW95), Chicago, IL. ASAE. 1995. p. 616-626.

DONHAM, K. J. Health concerns from the air environment in intensive swine housing: where have we come from and where are we going? In: **Making Swine Buildings a Better Place to Work**. Nat. Pork Producers Council and Nat. Pork Board, Des Moines, IA. 1991.

DOWDY, R.H. **Sewage Sludge: land utilization and the environment**. Madison, WI, USA: ASA/CSSA/SSSA, 1994 p. 205-207

ELLIOTT, H.A.; LIBERATI, M.R. & HUANG, C.P. Competitive adsorption of heavy metals by soils. **Journal of Environmental Quality**., Madison, 15:214-217, 1986.

EMBRAPA. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes** / Embrapa Solos, Embrapa Informática Agropecuária; organizador Fábio César da Silva. – Brasília: Embrapa para Transferência de Comunicação e Tecnologia. 370 p. 1999. p. 105 a 141.

FURLANI P. R. **Cultivares de milho para a região de Palmeira-PR**. e-mail: Furlani@barão.lac.br, Pesquisador Ph.D. Eng. Agrônomo, IAC, Campinas. Mensagem recebida por: <marpreisler@yahoo.com.br> em: 13/12/2001.

GALRÃO, E. Z.; SOUZA, D. M. G. Resposta do trigo à aplicação de cobre em um solo orgânico. Revista Brasileira de Ciência do Solo, Campinas, v. 9, n. 2, p. 149-153, maio/ago. 1985.

GRAEDEL, T. E.; ALLENBY, B.R. **Industrial Ecology**. AT&T Press. New Jersey. 412 p. 1995.

GUADAGNIN, J. P; LANG, R; BELTRÃO, L. comportamento de cultivares de milho de ciclo superprecoce indicados para plantio no RS - 2001/20021.In: 47ª Reunião Técnica Anual do Milho. **Anais...** Porto Alegre, agosto de 2002. 5 pág.

HODGSON, J. F; LINDSAY, W. L.; J. F. Micronutrient cation complexing in soil solution: II. Complexing of zinc and copper in displaced solution from calcareous soils. Soil Sci. Snc. **Proceedings**. 1966. 30:723-726.

IAPAR. **Cartas climáticas do estado do Paraná**. Londrina. 49 p., 1994.

JONES JR, J. B.; CASE, V. W. Sampling, handling, and analyzing plant tissue samples. In: **Soil testing and plant analysis**, 3 ed. Madison: Soil Science Society of American, 1990. p. 389-421.

KABATA-PENDIAS, A. & PENDIAS, H. **Trace elements in soils and plants**. 3.ed. Boca Raton, CRC Press, 1985. 315p.

KARIM, H.; SEDBERRY Jr., J.E.; MILLER, B.J. The profile distribution of total and DTPA-extractable copper in selected soils in Louisiana, Communications In: **Soil Science and Plant Analysis**, New York, 7:437-52,1976.

KONZEN, E. A. Avaliação Quantitativa e Qualitativa dos Dejetos de Suínos em Crescimento e Terminação, Manejados em Forma Líquida. Belo Horizonte, 1980. 56 p. **Dissertação** - Universidade Federal de Minas Gerais.

LAKE, D. L.; KIRK, P. W. W.; LESTER, J. N. Fractions, characterization, and speciation of heavy metals in sewage sludge and sludge-amended soils: a review. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 13, n. 2, p. 175-183, Mar./Apr. 1984.

LARACH. J. O. L.; CARDOSO, A.; CARVALHO, A. P. de.; HOCHMULER. D. P.: FASOLO, P. J.; RAUEN, M. de. J. Levantamento e reconhecimento dos solos do estado do Paraná. Tomos I e II. EMBRAPA, Londrina. **Boletim Técnico**, n. 57, 791 p. 1984.

LINDSAY, W. L.; NORVELL, W. A. Development of DTPA soil test zinc, iron manganese and copper. **Soil Science Society American Journal**, Madison, v. 42, n. 3, p. 421-428. 1978.

LINDSAY, W.L. **Chemical Equilibrium in Soils**. J. Wiley & Sons, New York 1979. 449p.

LOGAN, T. J.; FAULMANN. E. Pasteurization of chicken and hog manure with alkaline stabilization. The Ohio State Univ. Columbus. Joint residuals and Biossolids Mgm. Conf., Charlate, N. C., 1999. p. 9. **Alkaline stabilization of agricultural wastes**:. Disponível em: <<http://www.n-viro.com>> Acesso em: 24 out. 2001.

LOGAN, T. J.; HARRISON, B. J. Physical characteristic of alkaline stabilized sewage sludge (N-Viro Soil) and their effects on soil physical properties. **Journal of Environmental Quality**, v 24, p 153-164. 1995

LOGAN, T. J.; LYNDSEY, B. J.; GOINS, L. E.; RYAN, J. A. Field assessment of sludge metal bioavailability to crops: sludge rate response. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 26, n. 2, p. 534-550, Mar./Apr. 1997.

LONERAGAN, J.F.; ROBSON, A.D.; GRAHAM, R.D., ed. **Copper in soils and plants**. Sidney, Academic Press, 1981. p.265-85.

LUCCHESI, L. A. C. The effects of two processed sewage sludges on the characteristics of three soils from Paraná, Brazil and the behavior of sludge zinc. Columbus, OH. 1997. 362 p. **Ph.D. Dissertation** - Ohio State University.

LUE-HING, C; ZENZ, R. D; KUCHENRITHER, R. **Water Quality Management Library** – Volume 4. Municipal Waste Management. Processing, Utilization and Disposal. Technomic Publishing Co. Inc. Lancaster, Pennsylvania, USA – 1992. p. 243-244

LUSK, P. L. Methane Recovery from **Animal Manures**: The 1997 Opportunities Casebook. Prepared for National Renewable Energy Laboratory, Golden, CO. 1998

MAACK, R. **Geografia Física do Estado do Paraná**. Curitiba. Editor Banco de Desenvolvimento do Paraná, 1968. 442 p.

MALAVOLTA, E. Fertilizantes e seu impacto ambiental: metais pesados, mitos, mistificações e fatos. [S.l.]: PCLQ/USP, 1994. 153 p.

MALAVOLTA, E.; DANTAS, J.P. Nutrição e adubação do milho. In: PATERNIANI, E.; VIEGAS, G.P. (Ed.) Melhoramento e produção do milho. 2ed. Campinas: Fundação Cargill, 1987. v.2. p.541-593.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C.; OLIVEIRA, S. A. **Avaliação do estado nutricional das plantas**. Piracicaba: Potafos, 1997. 319p.

MANDAL, L. N.; HALDAR, M. Influence of phosphorus and zinc application on the availability of zinc, copper, iron, manganese, and phosphorus in waterlogged soils. *Soil Science*, Baltimore, v. 130, n. 5, p. 251-257, May 1980.

MARTINS, A. L. C.; BATAGLIA, O. C.; CAMARGO, O. A.; CANTARELLA, H. Produção de grãos e absorção de Cu, Fe, Mn e Zn pelo milho em solo adubado com lodo de esgoto, com e sem calcário. **Dissertação de Mestrado**. Instituto Agronômico de Campinas, 2003.

MCBRIDE, M.B. & BLASIAK, J.J. Zinc and copper solubility as a function of pH in an acid soil. **Soil Science Society of American. Journal**. Madison, 43:866-870, 1979.

MEHLICH, A. Determination of P, Ca, Mg, K, Na, and NH₄. Raleigh: North Carolina Soil Test Division, 1953. não publicado.

MELLO F.DE A. F. et al. **Fertilidade do solo**. Editora Nobel. São Paulo-SP, 1983. 400 p. p. 338-342

MENGEL, K. & KIRKBY, E.A. **Principles of plant nutrition**. 3. ed. International Potash Institute, 1982. 655 p.

MIYAZAWA, M.; KAMAGAWA, M. Y.; MATTOS, M. DOS S.; MORAES, S. R. DE; PARRA, M. S. Lixiviação de metais pesados do lodo de esgoto no solo. **Sanare** Companhia de Saneamento do Paraná. V.6, Curitiba: Sanepar, 1996. p 63-67.

MORRISON, W. D., BRAITHWAITE, L. A., DEBOER, S. e SMITH, J. H. Air quality effects on pig health and performance and an overview of problem control methods studied at the University of Guelph. In **Making Swine Buildings a Better Place to Work**, ed. R. N. Goodwin, Nat. Pork Prod. Council and Nat. Pork Board, Des Moines, IA. 1991 p. 214-219.

MORTVEDT, J. J. Heavy metal contaminants in inorganic and organic fertilizers. **Fertilizer Res.**, Dordrecht, v. 43, n. 1- 3, 1996. p. 55-61

N-VIRO Alkaline Stabilization of Agricultural Wastes **Annual Report** Disponível em: <<http://www.nviro.com/facility%20references/facs/Beltsville%2099%20report.pdf>> no dia 18 de agosto de 2004 às 17:55 horas. 15 págs. p.4.

N-VIRO. Disponível em:<<http://www.nviro.com./technology/advantages.htm>>. Acesso em 25 de abril de 2004.

OLIVEIRA, P. A. V. **Manual de manejo e utilização de dejetos de suínos**. EMBRAPA-CNPSA, Concórdia, n. 27, 188 p. 1993.

OLIVEIRA, P. A. V. Produção de suínos em sistemas Deep Breeding: Experiência brasileira. In: V SEMINÁRIO INTERNACIONAL DE SUINOCULTURA. São Paulo. 2000. **Anais...** Disponível em:http://www.cnpsa.embrapa.br/?/eventos/2003/dcamposuino_gest_creche.html Acesso em: 20 mar. 2004.

PAVAN, M. A.; BLOCH, M. F.; ZEMPUSKI, H. C.; MIYAZAWA, M.; ZOCOLER, D. C. **Manual de análise química do solo e controle de qualidade** IAPAR. Circular n.76, 1992.

PIMENTA, F.F; MENEZES, J. F.S.; PRANDO, S.C.; ALVARENGA, R.A.; KONZEN, E.A.; ANDRADE, C. DE L. T. Avaliação da fitodisponibilidade de Cu e Zn em milho adubado com dejetos líquidos de suínos e adubo mineral. Fertbio XXVI Reunião Brasileira de Fertilidade do Solo e Nutrição de Plantas. 2004 Lages, Sc. **Anais...** 2004. (CD-ROM).

POCOJESKI, E.; MATTIAS, J. L.; MOREIRA, I. C. L.; CERETTA, C. A.; TRENTIN, E.E.; GIROTTI, E.; LORENZI, C. Cobre, zinco e manganês em solos sob aplicação de dejetos líquidos de suínos na Microbacia Hidrográfica Do Rio Coruja/Bonito, Braço Do Norte – Santa Catarina. Fertbio XXVI Reunião Brasileira de Fertilidade do Solo e Nutrição de Plantas. 2004 Lages, Sc. **Anais...** 2004. (CD-ROM).

POTAFOS. **Micronutrientes na Agricultura**. Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fosfato Piracicaba-SP 1991. 734 p.

PRADO, H. **Solos do Brasil: gênese, morfologia, classificação, levantamento, manejo** / Hélio do Prado. 3 ed. rev. e ampl. Piracicaba. 2003. 275 p. il. p. 33-34.

PREISLER, M. Biossólido de dejetos de suínos tratados pelo processo N-Viro e sua influência nos atributos químicos de um cambissolo e na produtividade de milho. Curitiba, 2002. 133 p. **Dissertação de Mestrado** – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná.

PREZOTTO-MATTIAZZO, M. E. Química ambiental e agronomia. In: DECHEN, A. R. Adubação, produtividade e ecologia: **Simpósios**. Campinas: Fundação Cargill, 1992.p. 157-178.

RAIJ, B. Van. **Fertilidade do solo e adubação**. Piracicaba: Editora Ceres, Potafós. p. 225-226,1991.

RAIJ, B. Van; QUAGGIO, J.A.; CANTARELLA, H.; FERREIRA, M.E.; LOPES, A.S.; BATAGLIA, O.C. **Análise química do solo para fins de fertilidade**. Campinas: IAC/UNESP/Fundação Cargill, 1987.

ROPPA, L. Deep Breeding. **Suinocultura Industrial**, Campinas: Gessuli, n. 143, p. 16-18, 2000.

ROSS, S.M. **Toxic Metals in Soil-Plant Systems**. John Wiley & Sons, New York USA. 469 p. 1994 p.367-368.

SÁ, J. C. M. **Manejo da fertilidade do solo no plantio direto**, Castro, FUNDAÇÃO ABC, 1993, 96 p.

SAFLEY, L. M.; CASADA, M. E.; WOODBURY, J. W.; ROOS, K. F. Global Methane Emissions In **Livestock and Poultry Manure**. EPA/400/1-91/048. USEPA, Washington D.C. 1992

SALLES, R. F.M.; DESCHAMPS, C. Efeito dos teores de metais pesados nos frutos de macieira (*Malus domestica* Borkh) submetida à aplicação de lodo de esgotos como fertilizante orgânico. **Sanare**/Companhia de Saneamento do Paraná. V. 11, Curitiba: Sanepar, 1999. p 44-50.

SALVADOR, J. T. Alterações de atributos químicos de um cambissolo e resposta de milho sob plantio direto frente à aplicação superficial de lodo de esgoto urbano tratado alcalinamente. Curitiba, 2002. 158 f. **Dissertação de Mestrado** (Mestrado em Ciência do Solo) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná.

SANTOS, H. F.; TSUTIYA, M. T. Aproveitamento e disposição final do lodo de esgoto de estações de tratamento do Estado de São Paulo. **Engenharia Sanitária e Ambiental** Vol. 2 - nº 2 Abr/Jun 1997. p. 75.

SCHAUER, P. S.; WRIGHT, W. R.; PELCHAT, J. Sludge-borne heavy metal availability and uptake by vegetable crops under field conditions. *Journal of Environmental Quality*, Madison, v. 9, n. 1, p. 69-73, Jan./Feb. 1980.

SCHERER, E. E. NESI, C. N. Alterações nas propriedades químicas dos solos em áreas intensivamente adubadas com dejetos suínos. In: *Fertbio XXVI Reunião Brasileira de Fertilidade do Solo e Nutrição de Plantas* Lages, Sc. **Anais...** 2004. (CD-ROM).

SCHERER, E.E., BALDISSERA, I.T., DIAS, L.F.X. Potencial fertilizante do esterco líquido de suínos da região Oeste catarinense para fins de utilização como fertilizante. Florianópolis, EPAGRI, (**Boletim Técnico, 79**), 1996. 46p.

SECCO, R. C. Disponibilidade de zinco derivado de lodo de esgoto urbano e de dejetos de suínos estabilizados pelo Processo N-Viro num Cambissolo Háplico do Segundo Planalto Paranaense cultivado com milho. **Dissertação de Mestrado**. Universidade Federal do Paraná. Curitiba 2003. 95 p.

SEGANFREDO, M. A. Efeito de dejetos de suínos sobre o nitrogênio total, amônio e nitratos na superfície e subsuperfície do solo. In: *II REUNIÃO SUL-BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO*, n 2, **Anais...** Santa Maria. Sociedade Brasileira de Ciência Solo, 1998. p. 22-25.

SEGANFREDO, M. A. Impacto do cobre e zinco de dejetos suínos e fonte mineral, no milho e no solo. In: *CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO*, 2003, Ribeirão Preto, SP. **Anais...**, Ribeirão Preto: SBCS, 2003. (CDROM).

SEGANFREDO, M. A.; JÚNIOR, W. B. Efeito cumulativo do cobre e zinco de dejetos suínos e fonte mineral, no solo e nas plantas de milho, após 6 cultivos. *Fertbio - XXVI Reunião Brasileira de Fertilidade do Solo e Nutrição de Plantas*. Lages, SC. **Anais...** 2004. (CD-ROM).

SEGANFREDO, M. A. **Efeito de dejetos de suínos utilizados como fertilizante orgânico, sobre as condições do solo**. EMBRAPA - CNPSA. Concórdia, 1997. 53p.

SHUMAN, L. M. Effect of organic matter on the distribution of manganese, copper, iron, and zinc in soil fractions. **Soil Science**, Baltimore, v. 16, n. 3, p. 192-198, Mar. 1988.

SILVA, F.C. **Manual de análises químicas do solo, plantas e fertilizantes**. Brasília: Embrapa, 1999. 370p.

SILVA, S. M. C. P.; FERNANDES, F; SOCCOL, V.; MORTTA, D. M. Principais contaminantes do lodo. In: ANDREOLI, C.V.; FERNANDES, F. e SPERLING, M. **Lodo de esgotos: tratamento e disposição final**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG/SANEPAR, 2001 p. 69 - 122

SIMEPAR **Dados de precipitação pluviométrica de Ponta Grossa**. Curitiba-PR: Comunicação Pessoal a Marcialene Preisler, junho 2002.

SIMS J. T. **Recommended Soil Tests for Micronutrients: Manganese, Zinc, Copper and Boron**. Chapter 6. Disponível em <http://ag.udel.edu/extension/Information/Soil_Testing/CHAP6-95.pdf> às 16:54 horas do dia 17 de janeiro de 2003.

SITTIG, M. **Toxic Metals - Pollution Control and Worker Protection**. Noyes Data Corporation. Park Ridge, New Jersey, U.S.A. 1976. 349 p. págs. 135-136

SLOAN, J. J.; BASTA, N. T. Remediation of acid soils by using alkaline biossolids. **Journal of Environmental Quality**. v 24. p. 1097-1103, 1995

SOMANI, L. L. **Crop Production in acid soils**. Agrotech Publishing Academy. Udaipur. India. 1996 224 p. p.139

SPOSITO, G. **The chemistry of soils**. New York. Oxford. Oxford University Press. 1989. 277 p. pag. 250.

SPOSITO, G.; LUND, L. J.; CHANG, A. C. Trace metal chemistry in arid-zone field soils amended with sewage sludge: I. fractionation of Ni, Cu, Zn, Cd, and Pb in solid phases. **Soil Science Society American Journal**, Madison, v. 46, n. 2, p. 260-264, Mar./Apr. 1982.

SSSA. **Soil Testing and Plant Analysis**. Third Edition Number 3 in the Soil Science

Society of America Book Series. Soil Science Society of America, Inc. Madison, Wisconsin, USA 1990

SULLIVAN, D.M.; Granatstein, D. M.; COGGER, C.G.; HENRY, C.L.;DORSEY, K.P. **Biossolids Management Guidelines for Washington State** Washington State Department of Ecology Solid Waste & Financial Assistance Program Chapter 3 Biossolids Quality Publication #93-80 Revised July 2000. 235p. Disponível em: < <http://www.ecy.wa.gov/pubs/9380.pdf>>. Acesso em 18 de agosto de 2004.

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S. J. Análise de solo, plantas e outros materiais. **Boletim Técnico n.5.**, 2 ed. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1995. 171 p.

TISDALE, S.L.; NELSON, W.L. & BEATON, J.D. **Soil fertility and fertilizers**. New York, Macmillan, Fourth edition 1985. 754p págs 269; 275; 360-366; 409.

TUCKER, M.R. Experiences with metal toxicities in North Carolina. **Proceedings**. Soil Science Society. North Carolina Annual Meeting. 1997. Vol 11:97-103.

U.S. EPA Environmental Protection Agency. **Biossolids Technology Fact Sheet Alkaline Stabilization of Biossolids**. United States Environmental Protection Agency Office of Water Washington, D.C. EPA 832-F-00-052 832-F-00-052 September 2000 Disponível em: http://www.epa.gov/owm/septic/pubs/alkaline_stabilization.pdf. Acesso em 12 de julho de 2000.

U.S. EPA. Environmental Protection Agency Options for Reducing Methane Internationally, Vol. II: International Opportunities for Reducing Methane Emissions, **Report to Congress**. United States Environmental Protection Agency. EPA 430-R-93 006 B. 1993.

U.S. EPA. Environmental Protection Agency. **Biossolids applied to land: advancing standards and practices**. Committee on Toxicants and Pathogens in Biossolids Applied to Land Board on Environmental Studies and Toxicology Division on Earth and Life Studies National Research Council 282 páginas p. 178-181

disponível em <http://www.epa.gov/ost/biosolids/nas/complete.pdf>. Acesso em: 18 de agosto de 2004.

U.S. EPA. Environmental Protection Agency. **CFR Code of Federal Regulations** Revised as of July 1, 1996. Parts 425 TO 699. PART 503, p.664. 834 pages.

U.S. EPA. Environmental Protection Agency. **Land Application of Sewage Sludge. A Guide for Land Appliers on the Requirements of the Federal Standards for the Use or Disposal of Sewage Sludge, 40 CFR (Code Of Federal Regulations) Part 503**. Office of Enforcement and Compliance Assurance Washington, DC 20460. EPA/831-B-93-002b December, 1994. 105 p. Disponível em: <<http://www.epa.gov/owm/mtb/biosolids/sludge.pdf>>. Acesso em: 18out.2004.

VAZ, M A.; SILVA. L. S.; SILVA. L. P.; BENEDETTI, E. L.; MATTIAS, J. L.; CERETTA, C. A.; Nutrientes e metais pesados em rações e suplementos e a contaminação de solos sob aplicação de dejetos líquidos de suínos. Fertbio - XXVI Reunião Brasileira de Fertilidade do Solo e Nutrição de Plantas. Lages, SC. **Anais...** 2004. (CD-ROM).

WILKIE, A. C., RIEDESEL, K. J. AND CUBINSKI, K. R. Anaerobic digestion for odor control. In: **Animal Manure Management: Odors and Flies**. H.H. Van Horn (ed.), Florida Cooperative Extension, University of Florida, Gainesville, FL, 1995. pp. 56-62.

YAMAGUCHI. A. **Informações Verbais sobre a Fazenda Santa Terezinha**, Palmeira, comunicação pessoal (dados não publicados), 2001.

YAMAKAWA, I. Effects of aging on leachate characteristics of alkaline stabilized biosolids. Ohio, 160 p. **Dissertation** (Degree Doctor of Philosophy) - The Ohio State University, 1999.

ZHANG, R. & FELMANN, D. J. **Animal Manure Management** - Agriculture Scoping Study. The Agricultural Technology Alliance - Electric Power Research Institute. 1997.

LISTA DE APÊNDICES

APÊNDICE 1 CORREÇÃO DA DOSE DE NURESOIL EM VIRTUDE DO TEOR DE UMIDADE DETERMINADO APÓS APLICAÇÃO NA ÁREA EXPERIMENTAL (PALMEIRA-PR).....	84
APÊNDICE 2 DOSES DE NURESOIL CORRIGIDAS PELO PODER RELATIVO DE NEUTRALIZAÇÃO TOTAL (PRNT).....	84
APÊNDICE 3 COEFICIENTE DE VARIAÇÃO, DESVIO PADRÃO, MÉDIAS DE PRODUTIVIDADE DA CULTURA DO MILHO EM RELAÇÃO ÀS ADUBAÇÕES.	84
APÊNDICE 4 TEORES TOTAIS DE CU EXPRESSOS EM BASE SECA (DIGESTÃO NITRO-PERCLÓRICA) DO PERFIL DE SOLO DA PARCELA 14 DO EXPERIMENTO COM LODO DE ESGOTO (TEMPO 1).....	84
APÊNDICE 5 ANÁLISE DE VARIÂNCIA, QUI QUADRADO E COEFICIENTE DE VARIAÇÃO DO CU EXTRAÍDOS POR MEHLICH-1 DE DIFERENTES PROFUNDIDADES DO SOLO. EXPERIMENTO COM NURESOIL (LODO DE DEJETO DE SUÍNOS) TEMPO 1.	85
APÊNDICE 6 ANÁLISE DE VARIÂNCIA, QUI QUADRADO E COEFICIENTE DE VARIAÇÃO DO CU EXTRAÍDOS POR MEHLICH-1 DE DIFERENTES PROFUNDIDADES DO SOLO. EXPERIMENTO COM NURESOIL (LODO DE DEJETO DE SUÍNOS) TEMPO 2.	86
APÊNDICE 7 ANÁLISE DE VARIÂNCIA, QUI QUADRADO E COEFICIENTE DE VARIAÇÃO DO CU EXTRAÍDOS POR DTPA DE DIFERENTES PROFUNDIDADES DO SOLO. EXPERIMENTO COM NURESOIL (LODO DE DEJETO DE SUÍNOS) TEMPO 1.	87
APÊNDICE 8 ANÁLISE DE VARIÂNCIA, QUI QUADRADO E COEFICIENTE DE VARIAÇÃO DO CU EXTRAÍDOS POR DTPA DE DIFERENTES PROFUNDIDADES DO SOLO. EXPERIMENTO COM NURESOIL (LODO DE DEJETO DE SUÍNOS) TEMPO 2.	88
APÊNDICE 9 ANÁLISE DE VARIÂNCIA, QUI QUADRADO E COEFICIENTE DE VARIAÇÃO DO CU FOLIAR EM DELINEAMENTO DE BLOCOS AO ACASO (6 TRATAMENTOS X 4 REPETIÇÕES) PARA O EXPERIMENTO COM LODO DE DEJETOS DE SUÍNOS	89

APÊNDICE 10 TEORES DE CU EXTRAÍDOS POR MEHLICH-1 DE DIFERENTES PROFUNDIDADES DO SOLO DA ÁREA EXPERIMENTAL (TEMPO 1) ANTES DA IMPLANTAÇÃO DOS TRATAMENTOS EXPERIMENTO COM NURESOIL (LODO DE DEJETOS DE SUÍNOS).....	90
APÊNDICE 11 TEORES DE CU EXTRAÍDOS POR MEHLICH-1 DE DIFERENTES PROFUNDIDADES DO SOLO DA ÁREA EXPERIMENTAL (TEMPO 2) EXPERIMENTO COM NURESOIL (LODO DE DEJETOS DE SUÍNOS).....	91
APÊNDICE 12 TEORES DE CU EXTRAÍDOS POR DTPA DE DIFERENTES PROFUNDIDADES DO SOLO DA ÁREA EXPERIMENTAL (TEMPO 1) EXPERIMENTO COM NURESOIL (LODO DE DEJETOS DE SUÍNOS).....	92
APÊNDICE 13 TEORES DE CU EXTRAÍDOS POR DTPA DE DIFERENTES PROFUNDIDADES DO SOLO DA ÁREA EXPERIMENTAL (TEMPO 2) EXPERIMENTO COM NURESOIL (LODO DE DEJETOS DE SUÍNOS).....	93
APÊNDICE 14 TEORES DE CU NAS FOLHAS DE MILHO CULTIVADO EM SOLOS TRATADOS COM NURESOIL (LODO DE DEJETOS DE SUÍNOS).	94

APÊNDICE 1 CORREÇÃO DA DOSE DE NURESOIL EM VIRTUDE DO TEOR DE UMIDADE DETERMINADO APÓS APLICAÇÃO NA ÁREA EXPERIMENTAL (PALMEIRA-PR)

Doses	Base úmida aplicado à campokg. ha ⁻¹ 1.....	Umidade média 4 repetições ⁽¹⁾%.....	Base seca corrigidakg. ha ⁻¹
DI	500	23,51	373
DII	1000	26,45	736
DIII	2000	25,16	1497
DIV	4000	25,85	2966
DV	750	26,40	552

FONTE: Metodologia descrita por TEDESCO et al.(1995) utilizada por PREISLER (2002)

NOTA: ⁽¹⁾ Umidade determinada após aplicação à campo.

APÊNDICE 2 DOSES DE NURESOIL CORRIGIDAS PELO PODER RELATIVO DE NEUTRALIZAÇÃO TOTAL (PRNT).

Doses	Dose aplicada à campokg. ha ⁻¹	PRNT 2,46 ⁽¹⁾kg. ha ⁻¹	Dose total corrigidaMg. ha ⁻¹
DI + AM	500	20325	20,32
DII + AM	1000	40650	40,65
DIII + AM	2000	81633	81,63
DIV + AM	4000	162602	162,60
DV + 70 % AM	750	30488	30,49

FONTE: Metodologia descrita por TEDESCO et al.(1995) utilizada por PREISLER (2002)

NOTA: ⁽¹⁾ Dose= (Dose Recomendada x 100)/PRNT.

APÊNDICE 3 COEFICIENTE DE VARIAÇÃO, DESVIO PADRÃO, MÉDIAS DE PRODUTIVIDADE DA CULTURA DO MILHO EM RELAÇÃO ÀS ADUBAÇÕES.

Tratamentos	Grãos secoskg. ha ⁻¹
AM	4864,27a
DI	4833,35a
DII	5016,95a
DIII	5095,16a
DIV	5280,50a
DV	4889,17a
Média	4996,57
Desvio padrão	589,96
C.V.	13,4

FONTE: PREISLER (2002)

NOTAS: Médias seguidas da mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 5% AM= adubação sintética (testemunha)

DI= 500 kg. ha⁻¹ NureSoil + adubação sintética

DII= 1000 kg. ha⁻¹ NureSoil + adubação sintética

DIII= 2000 kg. ha⁻¹ NureSoil + adubação sintética

DIV= 4000 kg. ha⁻¹ NureSoil + adubação sintética

DV= 750 kg. ha⁻¹ NureSoil + 70% AM

APÊNDICE 4 TEORES TOTAIS DE Cu EXPRESSOS EM BASE SECA (DIGESTÃO NITRO-PERCLÓRICA) DO PERFIL DE SOLO DA PARCELA 14 DO EXPERIMENTO COM LODO DE ESGOTO MÉDIA DE 2 REPETIÇÕES.

Profundidade (cm)	Cu (mg kg ⁻¹)
0 - 5	12,09
5 - 10	8,64
10 - 15	8,14
15 - 25	7,68
25 - 35	8,61
35 - 45	8,91
45 - 55	8,99

APÊNDICE 5 ANÁLISE DE VARIÂNCIA, QUI QUADRADO E COEFICIENTE DE VARIAÇÃO DO Cu EXTRAÍDOS POR MEHLICH-1 DE DIFERENTES PROFUNDIDADES DO SOLO. EXPERIMENTO COM NURESOIL (LODO DE DEJETO DE SUÍNOS) TEMPO 1.

Profundidade	Fontes de variação	Gl	Soma dos quadrados	Quadrado Médio	F (5%)	Sig.(%)
0 a 5	Entre grupos	3	1,06	0,352	3,50	4,2
	Tratamentos	5	0,28	0,057	0,57	72,5
	Erro	15	1,51	0,101		
	Total	23	2,85			
	χ^2			5,477 ^{ns}		
	CV%			18,41		
5 a 10	Entre grupos	3	1,2	0,400	3,69	3,6
	Tratamentos	5	0,21	0,043	0,40	84,5
	Erro	15	1,63	0,108		
	Total	23	3,04			
	χ^2			5,451 ^{ns}		
	CV%			18,29		
10 a 15	Entre grupos	3	1,39	0,464	4,08	2,6
	Tratamentos	5	0,59	0,119	1,05	42,8
	Erro	15	1,71	0,114		
	Total	23	3,70			
	χ^2			4,025 ^{ns}		
	CV%			18,82		
15 a 25	Entre grupos	3	0,24	0,080	0,63	60,7
	Tratamentos	5	0,69	0,138	1,08	40,8
	Erro	15	1,91	0,128		
	Total	23	2,85			
	χ^2			1,803 ^{ns}		
	CV%			20,20		
25 a 35	Entre grupos	3	0,27	0,090	1,06	39,6
	Tratamentos	5	0,65	0,130	1,53	24,0
	Erro	15	1,27	0,085		
	Total	23	2,19			
	χ^2			6,140 ^{ns}		
	CV%			17,61		
35 a 45	Entre grupos	3	0,36	0,119	0,94	44,6
	Tratamentos	5	0,59	0,118	0,93	48,8
	Erro	15	1,90	0,126		
	Total	23	2,84			
	χ^2			9,292 ^{ns}		
	CV%			22,94		
45 a 55	Entre grupos	3	0,78	0,260	2,17	13,4
	Tratamentos	5	0,48	0,097	0,81	0,56
	Erro	15	1,80	0,120		
	Total	23	3,06			
	χ^2			8,116 ^{ns}		
	CV%			23,23		

APÊNDICE 6 ANÁLISE DE VARIÂNCIA, QUI QUADRADO E COEFICIENTE DE VARIAÇÃO DO Cu EXTRAÍDOS POR MEHLICH-1 DE DIFERENTES PROFUNDIDADES DO SOLO. EXPERIMENTO COM NURESOIL (LODO DE DEJETO DE SUÍNOS) TEMPO 2.

Profundidade	Fontes de variação	Gl	Soma dos quadrados	Quadrado Médio	F (5%)	Sig.(%)
0 a 5	Entre grupos	3	0,67	0,223	1,53	24,8
	Tratamentos	5	0,08	0,016	0,11	98,9
	Erro	15	2,19	0,146		
	Total	23	2,94			
	χ^2			3,953 ^{ns}		
	CV%			18,27		
5 a 10	Entre grupos	3	0,19	0,062	0,57	64,5
	Tratamentos	5	0,11	0,023	0,21	95,4
	Erro	15	1,65	0,11		
	Total	23	1,95			
	χ^2			3,586 ^{ns}		
	CV%			16,43		
10 a 15	Entre grupos	3	0,50	0,168	1,75	19,9
	Tratamentos	5	0,22	0,045	0,47	79,5
	Erro	15	1,44	0,096		
	Total	23	2,17			
	χ^2			3,340 ^{ns}		
	CV%			14,98		
15 a 25	Entre grupos	3	0,87	0,291	2,32	11,6
	Tratamentos	5	0,26	0,052	0,42	83,0
	Erro	15	1,88	0,125		
	Total	23	3,02			
	χ^2			2,475 ns		
	CV%			17,41		
25 a 35	Entre grupos	3	0,72	0,240	2,25	12,4
	Tratamentos	5	0,39	0,077	0,73	61,5
	Erro	15	1,60	0,107		
	Total	23	2,71			
	χ^2			4,201 ^{ns}		
	CV%			15,80		
35 a 45	Entre grupos	3	0,46	0,154	1,23	33,3
	Tratamentos	5	0,10	0,019	0,15	97,5
	Erro	15	1,88	0,125		
	Total	23	2,44			
	χ^2			3,831 ^{ns}		
	CV%			18,82		
45 a 55	Entre grupos	3	0,49	0,163	0,89	46,7
	Tratamentos	5	0,33	0,066	0,36	86,55
	Erro	15	2,74	0,183		
	Total	23	3,56			
	χ^2			3,266 ^{ns}		
	CV%			23,31		

APÊNDICE 7 ANÁLISE DE VARIÂNCIA, QUI QUADRADO E COEFICIENTE DE VARIAÇÃO DO Cu EXTRAÍDOS POR DTPA DE DIFERENTES PROFUNDIDADES DO SOLO. EXPERIMENTO COM NURESOIL (LODO DE DEJETO DE SUÍNOS) TEMPO 1.

Profundidade	Fontes de variação	Gl	Soma dos quadrados	Quadrado Médio	F (5%)	Sig.(%)
0 a 5	Entre grupos	3	0,71	0,237	0,39	76,2
	Tratamentos	5	1,32	0,264	0,43	81,88
	Erro	15	9,14	0,609		
	Total	23	11,07			
	χ^2			2,953 ^{ns}		
	CV%			26,15		
5 a 10	Entre grupos	3	1,02	0,340	0,56	65,3
	Tratamentos	5	3,64	0,729	1,19	35,9
	Erro	15	9,18	0,612		
	Total	23	13,85			
	χ^2			2,541 ^{ns}		
	CV%			25,73		
10 a 15	Entre grupos	3	0,87	0,292	0,42	73,8
	Tratamentos	5	2,80	0,559	0,81	55,8
	Erro	15	10,32	0,688		
	Total	23	14,00			
	χ^2			4,044 ^{ns}		
	CV%			27,22		
15 a 25	Entre grupos	3	0,45	0,149	0,32	78,6
	Tratamentos	5	1,41	0,282	0,67	65,1
	Erro	15	6,30	0,420		
	Total	23	8,16			
	χ^2			0,484 ^{ns}		
	CV%			22,77		
25 a 35	Entre grupos	3	0,74	0,247	0,85	48,7
	Tratamentos	5	1,94	0,388	1,34	30,1
	Erro	15	4,36	0,290		
	Total	23	7,04			
	χ^2			6,410 ^{ns}		
	CV%			23,97		
35 a 45	Entre grupos	3	0,46	0,155	0,75	53,7
	Tratamentos	5	1,08	0,216	1,05	42,4
	Erro	15	3,08	0,206		
	Total	23	4,63			
	χ^2			2,951 ^{ns}		
	CV%			20,82		
45 a 55	Entre grupos	3	0,51	0,169	0,52	67,4
	Tratamentos	5	1,83	0,366	1,12	38,9
	Erro	15	4,88	0,325		
	Total	23	7,22			
	χ^2			5,541 ^{ns}		
	CV%			30,22		

APÊNDICE 8 ANÁLISE DE VARIÂNCIA, QUI QUADRADO E COEFICIENTE DE VARIAÇÃO DO Cu EXTRAÍDOS POR DTPA DE DIFERENTES PROFUNDIDADES DO SOLO. EXPERIMENTO COM NURESOIL (LODO DE DEJETO DE SUÍNOS) TEMPO 2.

Profundidade	Fontes de variação	Gl	Soma dos quadrados	Quadrado Médio	F (5%)	Sig.(%)
0 a 5	Entre grupos	3	1,12	0,373	0,53	67,0
	Tratamentos	5	0,80	0,159	0,23	94,5
	Erro	15	10,61	0,707		
	Total	23	12,53			
	χ^2			0,683 ^{ns}		
	CV%			25,81		
5 a 10	Entre grupos	3	0,59	0,195	0,42	74,4
	Tratamentos	5	1,61	0,322	0,69	64,1
	Erro	15	7,05	0,470		
	Total	23	9,25			
	χ^2			1,885 ^{ns}		
	CV%			21,08		
10 a 15	Entre grupos	3	1,01	0,338	0,49	69,4
	Tratamentos	5	1,52	0,305	0,44	81,2
	Erro	15	10,34	0,690		
	Total	23	12,88			
	χ^2			2,474 ^{ns}		
	CV%			24,71		
15 a 25	Entre grupos	3	0,12	0,041	0,12	94,7
	Tratamentos	5	1,41	0,282	0,83	55,0
	Erro	15	5,12	0,341		
	Total	23	6,65			
	χ^2			0,374 ^{ns}		
	CV%			18,68		
25 a 35	Entre grupos	3	0,71	0,238	1,34	29,8
	Tratamentos	5	1,96	0,391	2,21	10,8
	Erro	15	2,66	0,177		
	Total	23	5,33			
	χ^2			5,284 ^{ns}		
	CV%			14,53		
35 a 45	Entre grupos	3	0,45	0,151	1,14	36,4
	Tratamentos	5	0,92	0,184	1,39	28,3
	Erro	15	1,99	0,133		
	Total	23	3,37			
	χ^2			0,597 ^{ns}		
	CV%			14,82		
45 a 55	Entre grupos	3	0,36	0,121	0,50	68,6
	Tratamentos	5	1,28	0,255	1,06	42,1
	Erro	15	3,63	0,242		
	Total	23	5,27			
	χ^2			2,281 ^{ns}		
	CV%			23,10		

APÊNDICE 9 ANÁLISE DE VARIÂNCIA, QUI QUADRADO E COEFICIENTE DE VARIAÇÃO DO Cu FOLIAR EM DELINEAMENTO DE BLOCOS AO ACASO (6 TRATAMENTOS x 4 REPETIÇÕES) PARA O EXPERIMENTO COM LODO DE DEJETOS DE SUÍNOS

Fontes de variação	Gl	Soma dos quadrados	Quadrado Médio	F (5%)	Sig.(%)
Entre grupos	3	0,79	0,263	1,36	29,2
Tratamentos	5	2,25	0,449	2,33	93,9
Erro	15	2,90	0,193		
Total	23	5,93			
χ^2			7,101 ^{ns}		
CV%			5,43		

APÊNDICE 10 TEORES DE Cu EXTRAÍDOS POR MEHLICH-1 DE DIFERENTES PROFUNDIDADES DO SOLO DA ÁREA EXPERIMENTAL (TEMPO 1) ANTES DA IMPLANTAÇÃO DOS TRATAMENTOS EXPERIMENTO COM NURESOIL (LODO DE DEJETOS DE SUÍNOS).

Profundidade	Repetição	Cu (mg kg ⁻¹)					
		AM	DI	DII	DIII	DIV	DV
0 a 5	1	1,44	1,91	1,20	1,87	1,31	2,05
	2	1,53	1,58	1,55	2,01	1,46	1,61
	3	1,47	1,34	1,92	2,05	1,53	1,05
	4	2,49	2,10	2,06	1,86	2,16	1,84
Média		1,73	1,73	1,68	1,95	1,62	1,64
5 a 10	1	1,86	1,95	1,30	1,89	1,62	2,17
	2	1,61	1,58	1,45	1,76	1,94	1,86
	3	1,19	0,98	2,03	2,12	1,63	1,33
	4	2,47	2,14	2,18	2,07	1,95	2,12
Média		1,78	1,66	1,74	1,96	1,79	1,87
10 a 15	1	2,05	1,69	1,10	1,91	1,43	2,22
	2	1,52	1,78	1,65	1,93	1,85	1,87
	3	1,15	1,00	1,90	2,20	1,21	1,54
	4	2,54	2,11	2,09	2,26	2,06	1,96
Média		1,82	1,65	1,69	2,08	1,64	1,90
15 a 25	1	1,97	1,54	1,40	1,84	1,31	2,17
	2	1,52	1,7	1,67	1,63	1,85	1,61
	3	1,49	1,33	1,64	2,31	2,47	1,43
	4	2,33	1,17	2,09	2,03	2,00	1,94
Média		1,83	1,44	1,70	1,95	1,91	1,79
25 a 35	1	1,68	1,74	1,40	1,75	1,29	2,06
	2	1,38	1,14	1,44	1,73	1,62	1,66
	3	1,31	1,86	1,63	1,98	1,27	2,03
	4	2,05	1,08	1,67	1,99	2,14	1,82
Média		1,61	1,46	1,54	1,86	1,58	1,89
35 a 45	1	1,62	1,41	1,10	1,39	1,42	1,94
	2	1,52	1,39	1,60	1,25	1,53	1,76
	3	1,35	1,32	1,70	1,60	0,85	1,90
	4	1,83	0,96	1,70	1,91	2,52	1,63
Média		1,58	1,27	1,53	1,54	1,58	1,81
45 a 55	1	2,03	1,66	1,49	1,81	1,81	1,65
	2	1,13	1,26	1,20	1,71	1,26	1,37
	3	0,74	1,47	1,48	1,41	1,05	1,74
	4	1,91	0,69	1,44	1,99	1,97	1,47
Média		1,45	1,27	1,40	1,73	1,52	1,56
Média geral		1,69	1,50	1,61	1,87	1,66	1,78

APÊNDICE 11 TEORES DE Cu EXTRAÍDOS POR MEHLICH-1 DE DIFERENTES PROFUNDIDADES DO SOLO DA ÁREA EXPERIMENTAL (TEMPO 2) EXPERIMENTO COM NURESOIL (LODO DE DEJETOS DE SUÍNOS).

Profundidade	Repetição	Cu (mg kg ⁻¹)					
		T	DI	DII	DIII	DIV	DV
0 a 5	1	1,53	1,62	2,15	2,18	1,86	2,00
	2	2,60	1,75	2,13	1,76	2,19	1,47
	3	1,74	2,38	2,17	2,59	1,82	2,35
	4	2,43	2,79	1,78	2,26	2,36	2,30
Média		2,07	2,13	2,06	2,20	2,06	2,03
5 a 10	1	2,04	1,92	1,82	2,19	2,14	1,76
	2	2,49	1,42	1,95	1,86	2,03	1,85
	3	1,71	1,58	2,28	2,36	1,71	2,36
	4	2,02	2,60	2,00	1,95	2,37	2,06
Média		2,07	1,88	2,01	2,09	2,06	2,01
10 a 15	1	1,86	2,13	1,91	1,98	1,98	1,68
	2	2,21	1,67	2,19	1,76	2,22	1,71
	3	1,96	1,45	2,64	2,31	1,78	2,43
	4	2,33	2,52	2,28	1,95	2,25	2,43
Média		2,09	1,94	2,26	2,00	2,06	2,06
15 a 25	1	1,52	1,96	2,46	2,03	1,98	1,46
	2	2,34	1,57	2,05	1,67	1,72	1,70
	3	1,80	1,67	2,09	2,57	2,05	2,17
	4	2,36	2,32	2,19	1,81	2,78	2,55
Média		2,00	1,88	2,20	2,02	2,14	1,97
25 a 35	1	1,86	1,76	2,31	2,01	1,66	1,57
	2	2,37	1,84	2,01	1,75	2,56	1,68
	3	1,55	1,69	2,11	2,19	2,07	2,58
	4	2,11	2,38	2,37	2,24	2,80	2,15
Média		1,97	1,92	2,20	2,05	2,27	1,99
35 a 45	1	1,61	2,00	1,82	1,70	1,45	1,69
	2	2,19	1,41	1,71	1,97	1,89	1,51
	3	1,68	1,58	2,31	2,16	1,91	2,27
	4	1,90	2,76	2,05	1,47	1,93	2,17
Média		1,84	1,94	1,97	1,83	1,80	1,91
45 a 55	1	1,93	1,73	2,08	1,64	1,52	1,47
	2	2,38	1,25	1,73	1,73	1,80	1,20
	3	1,28	1,47	2,18	2,66	1,76	1,93
	4	1,94	2,01	1,98	1,49	2,39	2,47
Média		1,88	1,61	1,99	1,88	1,87	1,77
Média geral		1,99	1,90	2,10	2,01	2,03	1,96

APÊNDICE 12 TEORES DE Cu EXTRAÍDOS POR DTPA DE DIFERENTES PROFUNDIDADES DO SOLO DA ÁREA EXPERIMENTAL (TEMPO 1) EXPERIMENTO COM NURESOIL (LODO DE DEJETOS DE SUÍNOS).

Profundidade	Repetição	Cu (mg kg ⁻¹)					
		T	DI	DII	DIII	DIV	DV
0 a 5	1	2,56	2,78	3,01	3,58	2,53	2,87
	2	4,22	3,05	3,11	2,34	3,34	2,66
	3	2,65	2,42	4,40	4,25	1,97	3,38
	4	2,81	3,88	2,22	2,24	2,05	3,32
Média		3,06	3,03	3,18	3,10	2,47	3,05
5 a 10	1	2,13	2,85	1,83	3,45	2,74	3,34
	2	3,17	2,32	2,75	2,87	3,94	3,01
	3	2,81	1,85	3,56	4,72	2,73	4,00
	4	2,65	4,32	2,35	2,87	2,45	4,26
Média		2,69	2,84	2,62	3,48	2,97	3,65
10 a 15	1	2,96	2,66	2,50	3,30	3,31	2,39
	2	3,49	1,87	3,60	2,93	3,24	3,06
	3	1,92	1,88	3,49	3,79	1,90	4,70
	4	2,70	4,22	3,19	2,82	2,78	4,45
Média		2,77	2,66	3,19	3,21	2,81	3,65
15 a 25	1	2,83	2,80	2,00	2,90	2,73	2,51
	2	3,66	1,81	3,09	2,55	3,65	2,87
	3	2,35	1,98	3,50	3,97	2,52	3,57
	4	3,42	3,14	2,47	3,28	2,01	2,71
Média		3,06	2,43	2,76	3,18	2,73	2,92
25 a 35	1	2,60	1,68	1,80	2,39	2,12	2,61
	2	2,35	2,06	2,80	2,78	2,54	1,49
	3	2,47	1,78	2,98	2,53	1,92	3,12
	4	3,30	1,73	1,25	1,93	1,41	2,33
Média		2,68	1,81	2,21	2,41	2,00	2,39
35 a 45	1	2,45	1,91	2,60	2,24	2,25	2,71
	2	2,86	2,26	1,47	2,61	2,15	2,01
	3	2,29	1,50	2,61	1,74	2,10	2,66
	4	2,57	2,59	1,55	1,45	1,48	2,21
Média		2,54	2,06	2,06	2,01	1,99	2,40
45 a 55	1	2,97	1,92	1,68	1,50	2,25	2,50
	2	2,55	1,41	1,87	2,04	1,22	1,92
	3	1,46	1,49	2,17	1,72	1,31	2,64
	4	2,58	1,55	0,75	1,92	2,63	1,24
Média		2,39	1,59	1,62	1,80	1,85	2,07
Média geral		2,74	2,35	2,52	2,74	2,40	2,88

APÊNDICE 13 TEORES DE Cu EXTRAÍDOS POR DTPA DE DIFERENTES PROFUNDIDADES DO SOLO DA ÁREA EXPERIMENTAL (TEMPO 2) EXPERIMENTO COM NURESOIL (LODO DE DEJETOS DE SUÍNOS).

Profundidade	Repetição	Cu (mg kg ⁻¹)					
		T	DI	DII	DIII	DIV	DV
0 a 5	1	2,54	2,99	2,61	3,53	3,08	2,80
	2	4,62	3,02	3,05	2,66	3,93	2,82
	3	3,12	2,82	4,71	4,44	2,00	4,01
	4	3,34	4,22	2,76	2,82	2,46	3,87
Média		3,40	3,26	3,28	3,36	2,87	3,38
5 a 10	1	2,67	3,11	2,40	3,43	3,11	3,36
	2	3,70	2,97	3,06	2,95	3,79	2,85
	3	2,63	2,25	3,70	4,70	2,70	4,16
	4	2,86	4,43	2,89	3,31	2,97	4,07
Média		2,97	3,19	3,01	3,60	3,14	3,61
10 a 15	1	3,03	3,27	2,65	3,74	3,79	2,81
	2	3,78	2,47	3,48	3,05	3,58	3,17
	3	2,41	2,18	3,85	4,36	2,01	4,73
	4	3,30	4,74	3,74	3,16	2,99	4,36
Média		3,13	3,17	3,43	3,58	3,09	3,77
15 a 25	1	3,34	3,03	2,40	3,45	2,94	2,99
	2	4,10	2,29	3,17	2,67	3,59	2,90
	3	2,67	2,30	3,91	3,84	2,64	4,00
	4	3,71	3,26	3,06	3,31	2,56	2,90
Média		3,45	2,72	3,13	3,32	2,93	3,20
25 a 35	1	3,25	2,6	2,65	2,96	3,01	3,07
	2	3,34	2,30	3,09	3,20	2,81	2,13
	3	3,18	2,61	3,57	3,49	2,44	3,69
	4	3,70	2,59	2,20	2,64	2,10	2,95
Média		3,37	2,50	2,88	3,07	2,59	2,96
35 a 45	1	2,97	2,40	2,47	2,66	2,92	2,65
	2	3,18	2,11	2,04	2,91	2,30	2,15
	3	2,27	2,07	2,56	2,25	2,21	3,05
	4	2,95	2,67	1,91	2,08	1,97	2,24
Média		2,84	2,31	2,24	2,48	2,35	2,52
45 a 55	1	2,88	2,12	2,08	1,59	2,79	2,45
	2	2,59	1,43	2,00	2,45	1,72	1,78
	3	2,01	2,11	2,14	2,14	1,61	2,78
	4	2,59	1,95	1,17	1,85	2,95	1,76
Média		2,52	1,90	1,85	2,01	2,27	2,19
Média geral		3,10	2,73	2,83	3,06	2,75	3,09

APÊNDICE 14 TEORES DE Cu NAS FOLHAS DE MILHO CULTIVADO EM SOLOS TRATADOS COM NURESOIL (LODO DE DEJETOS DE SUÍNOS).

Repetição	T	DI	Cu (mg kg ⁻¹)		DIV	DV
			DII	DIII		
1	8,93	8,47	7,52	8,18	7,74	8,27
2	8,12	8,63	8,80	7,87	7,68	8,13
3	8,12	8,63	8,80	7,87	7,68	8,13
4	7,66	7,77	8,98	7,71	7,40	7,16
Média	8,21	8,37	8,53	7,91	7,63	7,92